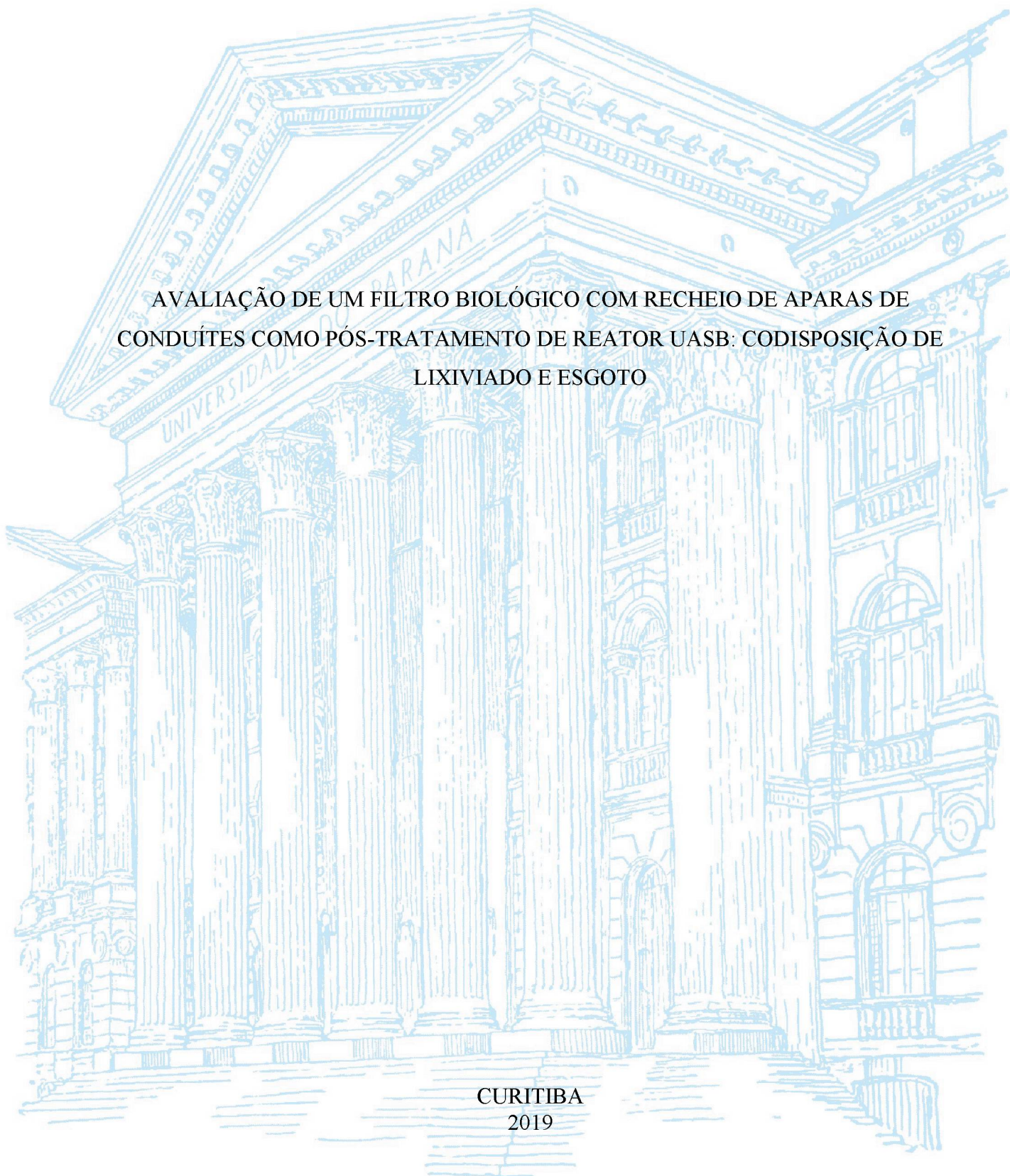


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MICHEL MARQUES MONTEIRO

AVALIAÇÃO DE UM FILTRO BIOLÓGICO COM RECHEIO DE APARAS DE  
CONDUÍTES COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATOR UASB: CODISPOSIÇÃO DE  
LIXIVIADO E ESGOTO

CURITIBA  
2019



MICHEL MARQUES MONTEIRO

AVALIAÇÃO DE UM FILTRO BIOLÓGICO COM RECHEIO DE APARAS DE  
CONDUÍTES COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATOR UASB: CODISPOSIÇÃO DE  
LIXIVIADO E ESGOTO

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Profª Drª Selma Aparecida Cubas.

CURITIBA  
2019



Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR  
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

M775a

Monteiro, Michel Marques

Avaliação de um filtro biológico com recheio de aparas de conduítes como pós-tratamento de reator UASB: codisposição de lixiviado e esgoto [recurso eletrônico] / Michel Marques Monteiro. – Curitiba, 2019.

Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2019.

Orientadora: Selma Aparecida Cubas.

1. Águas residuais – Eliminação. 2. Aterro sanitário - Aspectos ambientais. 3. Esgoto. I. Universidade Federal do Paraná. II. Cubas, Selma Aparecida. III. Título.

CDD: 628.44564

Bibliotecária: Vanusa Maciel CRB- 9/1928


**TERMO DE APROVAÇÃO**


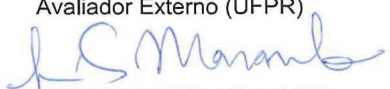
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **MICHEL MARQUES MONTEIRO**, intitulada: **AVALIAÇÃO DE UM FILTRO BIOLÓGICO COM RECHEIO DE APARAS DE CONDUÍTES COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATOR UASB: CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO E ESGOTO**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação no rito de defesa.

A outorga do título de Mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 10 de Junho de 2019.

  
SELMA APARECIDA CUBAS  
Presidente da Banca Examinadora

  
MIGUEL MANSUR AISSE  
Avaliador Interno (UFPR)

  
MARGARETE CASAGRANDE LASS ERBE  
Avaliador Externo (UFPR)  
  
LEILA TERESINHA MARANHÃO  
Avaliador Externo (UP)

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais, Carmem Aparecida Marques Monteiro e Marcio Atencia Monteiro, pelo apoio em todas as etapas da minha vida, pelo amor, confiança e cuidado que sempre permearam nossa relação. A meu irmão Mateus Marques Monteiro por me incentivar a ser uma pessoa melhor e a me inspirar em muitos momentos da minha vida.

A todos os amigos, que representam pra mim uma segunda família, pelo carinho, apoio nos momentos de dificuldade e companheirismo nos momentos alegres, em especial as amizades construídas e fortalecidas no período de realização do mestrado, Alex Johnny Simplicio, Anna Carolina Bonilauri Moll, Daniela Misael dos Santos Appel, Elisa Stefan, Iverson Ítalo Siebert, Jean Carlos Bosquette de Almeida, João Henrique Mine, Juliana Leithold, Juliana Pisa Grudzien, Patrícia beatriz Baréa e Robinson Ploszai . A Taiane Regina Hoepers por encarar comigo esse desafio e ingressar no mestrado comigo. A Thayz Conceição da Cunha Athayde por sempre me apoiar e ajudar em todos os momentos, em especial naqueles onde queria sair correndo e desistir de tudo. As muitas conversas e muitos memes que sempre nos acompanham. A Cassius Paulo Prigol por me acompanhar e me ajudar no período de qualificação e também nos demais momentos da vida. Sua ajuda e companhia foram de muita importância.

A minha orientadora Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Selma Aparecida Cubas por embarcar nesse projeto e por acreditar na minha capacidade. Obrigado pelas horas e horas gastas em reuniões e orientações comigo, sua paixão pelo saneamento me motivou muito a seguir na área. Você é um exemplo de profissional em quem, sem dúvidas, me espelharei no meu futuro.

Aos professores da banca, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>o</sup> Margarete Casagrande Lass Erbe, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Leila Teresinha Maranhão e Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Miguel Marsur Aisse, por aceitarem o convite para a banca de avaliação desse trabalho, compartilhando de seu conhecimento para o engrandecimento desse trabalho. Em especial gostaria de agradecer ao Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Miguel Marsur Aisse pela inspiração em seguir na área de saneamento, suas aulas foram fundamentais para despertar a paixão pela profissão que sinto hoje.

Ao PPGERHA e a todos os professores e colaboradores do PPGERHA pela motivação e inspiração diária. Ao Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes por ser sempre muito presente e solícito, por me incentivar a entrar no mestrado e também a continuar até o fim. Nossas conversas foram sempre muito frutíferas e inspiradoras. Sua paixão pelo PPGERHA e por ensinar me inspira.



Ao LABEAM e a Luciane Prado pelo auxílio no laboratório em todos os momentos da pesquisa. Ao LME e ao Lucas Przygoda pelo auxílio na estação experimental.

A Ellen Caroline Baettker e Julio Cesar Rietow por toda ajuda e companheirismo nas intermináveis visitas a estação e idas ao laboratório.

A todos os alunos de iniciação científica que, de alguma forma, participaram da realização desse trabalho com alguma ajuda, Karen Sanches, Bárbara Azevedo Tamburi, Saymon, Isaac Nince e Bruna Marques.

A Fundação Araucária e a SANEPAR pelo auxílio financeiro na realização dessa pesquisa, executada no âmbito do Convênio 143/2015 do Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental (PPPSA).

A CAPES e CNPq pelo auxílio financeiro com a concessão da bolsa de mestrado.

## RESUMO

A codisposição do lixo com esgoto doméstico vem sendo apontada como uma solução viável para solucionar o problema do tratamento do lixo, uma vez que este tratamento é uma das partes mais complexas na operação de aterros sanitários, em função dos elevados custos e do atendimento dos padrões de lançamento. Várias são as tecnologias de tratamento possíveis para a codisposição e, considerando o tratamento anaeróbio que é amplamente utilizado no Brasil, em especial do Paraná, foi proposta a inserção de um filtro biológico como pós-tratamento de reatores UASB. Dessa forma o objetivo geral desse trabalho foi avaliar o desempenho de um filtro biológico, com características não convencionais, em escala piloto, como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio do tipo UASB utilizado na codisposição de lixo de aterro sanitário e esgoto doméstico. O trabalho foi dividido em três Etapas principais, sendo a Etapa 1 a avaliação da eficiência do filtro biológico com meio suporte composto por aparas de conduítes, operando em alta taxa (Fase 1) e baixa taxa (Fase 2); a Etapa 2 foi a avaliação do meio suporte utilizado quanto à aderência e crescimento da biomassa; e a Etapa 3 foi uma análise da viabilidade da codisposição, considerando a capacidade de recebimento do lixo pelas ETEs, a distância e os impactos causados na eficiência do sistema de tratamento. Para a realização do trabalho foi utilizado o lixo gerado no aterro sanitário da Estre Ambiental, localizado em Fazenda Rio Grande e esgoto doméstico da ETE Padilha Sul, localizado em Curitiba e operada pela SANEPAR. O sistema piloto fica localizado na ETE Padilha Sul e as análises laboratoriais foram realizadas nas dependências do LABEAM, na Universidade Federal do Paraná. Na operação do filtro biológico, na Fase 1, a TAH aplicada foi de  $13,75 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , com uma vazão de  $18 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ , resultando em um TDH de 2 horas, já na Fase 2, a TAH aplicada foi de  $5,35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , a vazão foi de  $7 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ , resultando em um TDH de 5,1 horas. As condições operacionais da Fase 1 acabaram por ocasionar o carreamento da biomassa aderida ao meio suporte. Já na Fase 2 a eficiência do sistema UASB seguido de filtro biológico foi de 70% para DQO, não sendo observada nitrificação. Com a avaliação do meio suporte (Etapa 2) foi possível perceber a dificuldade de aderência da biomassa ao meio suporte proposto. Já na Etapa 3, os fatores que podem impactar a viabilidade da codisposição foram analisados, juntamente com um estudo de caso para o município de Lapa-PR, mostrando a capacidade de absorção da ETE e os impactos que podem ocorrer. As eficiências alcançadas no filtro biológico demonstram que as aparas de conduítes não foram uma boa solução para utilização como meio suporte, devido suas características. Porém a codisposição se mostra como uma solução viável para o tratamento de lixo, principalmente em pequenos municípios, onde o volume gerado de lixo é pequeno, não causando impactos no sistema de tratamento e diminuindo os custos de operação de aterros sanitários.

Palavras-chave: Codisposição. DQO Inerte. Filtro Biológico. Pós-tratamento.



## ABSTRACT

The combined treatment of the landfill leachate with domestic sewage has been pointed as a viable solution in order to solve the problem of landfill leachate treatment, once this treatment is one of the most complex parts of the landfills operation, due to high cost and the attendance of environmental legislation. There are several treatment technologies possible for the combined treatment and considering the anaerobic treatment that is highly used in Brazil, especially in Paraná, it was proposed the inclusion of a biofilter as UASB post-treatment. Thus, the main objective of this project was to evaluate the performance of a biofilter with unconventional features, in pilot scale, working in post-treatment of anaerobic effluents of UASB used in the combined treatment of the landfill leachate with domestic sewage. The project was divided in three main Stages, being the Stage 1 the evaluation of the biofilter efficiency with pieces of conduits as packing media, operating in high rate (Phase 1) and low rate (Phase 2); the Stage 2 was the evaluation of the packing media as to adhesion and growth of the biomass; and Stage 3 was an analysis of combined treatment viability, considering the capacity of the WWTPs receives landfill leachate, the distance and impact caused in the treatment system efficiency. In order to conceive the project it was used the landfill leachate generated on the landfill of Estre Ambiental, based in Fazenda Rio Grande and the domestic sewage of WWTP Padilha Sul, based in Curitiba and operated by SANEPAR. The pilot system is located on WWTP Padilha Sul and laboratory tests was conceived in LABEAM, in Federal University of Paraná. In the biological filter operation, Phase 1, the HLR applied was  $13.75 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  with a flow of  $18 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ , resulting in a HRT of 2 hours. In the Phase 2, the HLR applied was  $5.35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , the flow was  $7 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ , resulting in a HRT of 5,1 hours. The operational conditions applied in the biofilter in Phase 1 ended up causing the carriage of biomass adhered the packing media. In Phase 2, the efficiency of the system UASB followed by biofilter was 70% to COD, with no nitrification. With the evaluation of packing media (Stage 2) it was possible to realize the difficulty of the biomass adhesion to the proposed packing media. In Stage 3, the factors that could impact the viability of combined treatment were analyzed, alongside a case study of Lapa-PR, showing the capacity of absorption from WWTP and the impacts that may happen. The efficiencies achieved in the biofilter shows that conduits were not a good solution for use as a packing media due to their characteristics. However, the combined treatment seems to be a sustainable solution for the landfill leachate treatment, especially on small cities, where the amount generated is small, causing no impacts on the treatment system and reducing the operation coasts of landfills.

**Keywords:** Combined treatment. Inert COD. Biofilter. Post-treatment



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – VALORES DE DQO E DBO INDICATIVOS DA TRATABILIDADE DE UM EFLUENTE.....	39
FIGURA 2 – PERFIL DE CRESCIMENTO BACTERIANO.....	44
FIGURA 3 – CONVERSÃO BIOLÓGICA EM SISTEMAS DE TRATAMENTO AERÓBIO.....	46
FIGURA 4 – ROTAS METABÓLICAS E GRUPOS MICROBIANOS ENVOLVIDOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	50
FIGURA 5 – CONVERSÃO BIOLÓGICA EM SISTEMAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIO.....	51
FIGURA 6 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM REATOR TIPO UASB.....	53
FIGURA 7 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR.....	60
FIGURA 8 – CIRCULAÇÃO DE AR PELO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR.....	64
FIGURA 9 – ESCORIA DE ALTO FORNO E PEDRA BRITA UTILIZADA COMO MEIOS SUPORTES UTILIZADOS EM FILTROS BIOLÓGICO.....	66
FIGURA 10 – MEIOS SUPORTES PLÁSTICOS (SINTÉTICOS) CONVENCIONAIS UTILIZADOS EM FILTROS BIOLÓGICOS.....	67
FIGURA 11 – MEIOS SUPORTES ALTERNATIVOS PESQUISADOS PARA FILTROS FILTROS BIOLÓGICOS.....	68
FIGURA 12 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM BIOFILME.....	71
FIGURA 13 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO MATERIAL E MÉTODOS.....	75
FIGURA 14 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO APARATO EXPERIMENTAL DA ESTAÇÃO PILOTO.....	76
FIGURA 15 – DESENHO ESQUEMÁTICO E IMAGEM DO REATOR UASB E DAS BOMBAS UTILIZADAS.....	77
FIGURA 16 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO FB UTILIZADO NO ESTUDO.....	78
FIGURA 17 – ANEL PLÁSTICO UTILIZADO COMO MEIO SUPORTE PARA O FILTRO BIOLÓGICO.....	80
FIGURA 18 – FRASCOS COM AS SOLUÇÕES UTILIZADAS NO ENSAIO DE DQO INERTE.....	82

FIGURA 19 – PURGA DO OXIGÊNIO NOS FRASCOS UTILIZADOS NO ENSAIO DE DQO INERTE E FRASCO COBERTO COM PAPEL ALUMÍNIO PARA O ENSAIO DE DQO INERTE.....	82
FIGURA 20 – APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO.....	83
FIGURA 21 – VISTA AÉREA DA ETE PADILHA SUL.....	84
FIGURA 22 – VISTA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO DA ESTRE AMBIENTAL E FOTO DO ATERRO SANITÁRIO DA ESTRE AMBIENTAL .....	85
FIGURA 23 – CAMINHÃO RECOLHENDO LIXIVIADO NO TANQUE PULMÃO DO ATERRO SANITÁRIO E DESCARREGANDO O LIXIVIADO NO RESERVATÓRIO NA ESTAÇÃO PILOTO.....	86
FIGURA 24 – VISTA AÉREA DA ETE BELÉM LOCALIZADA NO PARQUE NÁUTICO, MUNICÍPIO DE CURITIBA .....	87
FIGURA 25 – VISTA AÉREA DA ETE LAPA LOCALIZADA NA BR-476, MUNICÍPIO DA LAPA-PR .....	88
FIGURA 26 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA ETAPA 1 DA PESQUISA CONSIDERANDO AS DUAS FASES DE OPERAÇÃO.....	89
FIGURA 27 – LAVAGEM DO MEIO SUPORTE PARA QUANTIFICAÇÃO DA BIOMASSA ADERIDA.....	91
FIGURA 28 – VISTA AÉREA DA ETE LAPA LOCALIZADA NA BR-476, MUNICÍPIO DA LAPA-PR.....	94
FIGURA 29 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA PARA O LIXIVIADO USADO NA CODISPOSIÇÃO COM ESGOTO DOMÉSTICO. ....	102
FIGURA 30 – FORMAS SEMELHANTES ENCONTRADAS NO LODO AERÓBIO DA ETE BELÉM.....	105
FIGURA 31 – FORMAS SEMELHANTES ENCONTRADAS NO LODO AERÓBIO DA ETE LAPA.....	106
FIGURA 32 – VARIAÇÃO DO pH, AT, AGV E AB NA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA DO FILTRO BIOLÓGICO – FASE 1 .....	109
FIGURA 33 – AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE DQO DURANTE O PERÍODO DE ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA NO FILTRO BIOLÓGICO – FASE 1	109
FIGURA 34 – VARIAÇÃO CONCENTRAÇÃO DE ST E STV NA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA DO FILTRO BIOLÓGICO – FASE 1 .....	109

FIGURA 35 – CONE IMHOFF UTILIZADO PARA SIMULAR UM DECANTADOR SECUNDÁRIO .....	111
FIGURA 36 – VARIAÇÃO DO pH, AT, AGV E AB NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 .....	114
FIGURA 37 – VARIAÇÃO DA DQO NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 .....	116
FIGURA 38 – VARIAÇÃO DA DQO NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 E COV APLICADA NO FILTRO BIOLÓGICO.....	116
FIGURA 39 – VARIAÇÃO DO ST E STV NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2.....	118
FIGURA 40 – FOTOS DOS CONDUÍTES COM BIOMASSA ADERIDA ANTES E APÓS A OPERAÇÃO DO FB NA FASE 2.....	121
FIGURA 41 – FORMAS SEMELHANTES ENCONTRADAS NA BIOMASSA ADERIDA AO MEIO SUPORTE ANTES E APÓS A OPERAÇÃO DO FB - NA FASE 2 .....	123
FIGURA 42 – DIAGNÓSTICO DO TRATAMENTO DE ESGOTO NO PARANÁ .....	126
FIGURA 43 – DETALHE NA DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO EM FBP .....	129



## **LISTA DE QUADROS**

QUADRO 1 – LIMITES DE LANÇAMENTO ESTABELECIDOS PELAS RESOLUÇÕES Nº 357/2005 E Nº 430/2011 DO CONAMA .....	26
QUADRO 2 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO ESGOTO DOMÉSTICO .....	29
QUADRO 3 – PRINCIPAIS COMPONENTES ENCONTRADOS NO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	31
QUADRO 4 – VARIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO PARA DIFERENTES IDADES DE ATERROS SANITÁRIOS NORTE AMERICANOS.....	33
QUADRO 5 – CARACTERIZAÇÃO CONVENCIONAL DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIOS BRASILEIROS .....	34
QUADRO 6 – RESUMO DA CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIOS NO BRASIL E OS LIMITES IMPOSTOS PELA LEGISLAÇÃO NO LANÇAMENTO EM CORPOS D'ÁGUA.....	35
QUADRO 7 – RESUMO DA CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIOS NO MUNDO .....	37
QUADRO 8 – RESUMO DOS TRABALHOS ABORDADOS NESSE ESTUDO COM ÊNFASE NO PROCESSO DE TRATAMENTO E NO EFLUENTE TRATADO .....	41
QUADRO 9 – PRINCIPAIS MICRORGANISMOS ENVOLVIDOS NO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES.....	43
QUADRO 10 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DO USO DE REATORES UASB ...	54
QUADRO 11 – EFICIÊNCIAS DE REATORES DO TIPO UASB NA CODISPOSIÇÃO..	55
QUADRO 12 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+PÓS-TRATAMENTO PARA ESGOTO DOMÉSTICO .....	56
QUADRO 13 – CARACTERÍSTICAS TÍPICAS DOS DIFERENTES TIPOS DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES.....	62
QUADRO 14 – CARACTERÍSTICAS DE ALGUNS MEIOS SUPORTES.....	66
QUADRO 15 – ESTÁGIOS DE FORMAÇÃO DO BIOFILME. ....	69
QUADRO 16 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+FB .....	71

QUADRO 17 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+PÓS-TRATAMENTO APLICADOS NO TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	73
---	----

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – CARACTERÍSTICAS TÍPICAS DOS DIFERENTES TIPOS DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES .....	78
TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS DO UASB EM ESCALA PILOTO UTILIZADO .....	79
TABELA 3 – MÉTODOS UTILIZADOS PARA AS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA PESQUISA .....	81
TABELA 4 – DADOS UTILIZADOS NO ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE LAPA-PR.....	95
TABELA 5 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO DOMÉSTICO USADO NA CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	96
TABELA 6 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO USADO PARA A CODISPOSIÇÃO COM ESGOTO DOMÉSTICO DE ETE.....	97
TABELA 7 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA COMPLEMENTAR DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO.....	98
TABELA 8 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO...	101
TABELA 9 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA DO LIXIVIADO.....	101
TABELA 10 – DECAIMENTO DA DQO NOS LIXIVIADOS ARMAZENADOS.....	103
TABELA 11 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS LODOS UTILIZADOS COMO INÓCULO DO FILTRO BIOLÓGICO .....	104
TABELA 12 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA NA FASE 1 DA OPERAÇÃO DO FILTRO BIOLÓGICO .....	108
TABELA 13 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA OPERAÇÃO DA FASE 1 .....	110
TABELA 14 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA PRIMEIRA COLETA DA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA NA FASE 2 DA OPERAÇÃO DO FILTRO BIOLÓGICO .....	112



TABELA 15 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – pH, ALCALINIDADE TOTAL, ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS E ALCALINIDADE A BICARBONATOS. .....	113
TABELA 16 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – DQO E NITROGÊNIO AMONIAICAL .....	115
TABELA 17 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – SÓLIDOS.....	118
TABELA 18 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – CONDUTIVIDADE .....	120
TABELA 19 – DIAGNÓSTICO DO PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS NO PARANÁ .....	127
TABELA 20 – ACRÉSCIMO DE CARGA ORGÂNICA E NITROGENADA NA ETE LAPA PARA OS DOIS CENÁRIOS PROPOSTOS .....	131
TABELA 20 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2. ....	150

## LISTA DE SIGLAS

A/M	–	Relação Alimento/Microrganismos
AGV	–	Ácidos Graxos Voláteis
CO <sub>2</sub>	–	Dióxido de Carbono
CONAMA	–	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COV	–	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	–	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DHS	–	<i>Downflow Hanging Sponge</i>
DQO	–	Demanda Química de Oxigênio
DWA	–	<i>Deutsch Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall</i>
ETE	–	Estação de Tratamento de Esgoto
FAn	–	Filtro Anaeróbio
FAS	–	Filtro Aerado Submerso
FB	–	Filtro Biológico
FBP	–	Filtro Biológico Percolador
INCT	–	Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia
LABEAM	–	Laboratório e Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto
MBR	–	<i>Membrane Bioreactor</i> (Bioreator de Membranas)
MEV	–	Microscopia Eletrônica de Varredura
N	–	Nitrogênio
NBR	–	Norma Brasileira
NTK	–	Nitrogênio Total <i>Kjeldahl</i>
OD	–	Oxigênio Dissolvido
P	–	Fósforo
pH	–	Potencial Hidrogeniônico
PPGERHA	–	Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental
PT	–	Fósforo Total
PVC	–	Policloreto de Vinila
RAFA	–	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RALF	–	Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado
RMC	–	Região Metropolitana de Curitiba

RSU	–	Resíduos Sólidos Urbanos
SANEPAR	–	Companhia de Saneamento do Paraná
SDF	–	Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT	–	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	–	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SNIS	–	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
SSF	–	Sólidos Suspensos Fixos
SST	–	Sólidos Suspensos Totais
SSV	–	Sólidos Suspensos Voláteis
SSVTA	–	Suspensos Voláteis no Tanque de Aeração
ST	–	Sólidos Totais
STF	–	Sólidos Totais Fixos
STV	–	Sólidos Totais Voláteis
TAH	–	Taxa de Aplicação Hidráulica
TDH	–	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	–	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFPR	–	Universidade Federal do Paraná
USEPA	–	<i>United States Environmental protection agency</i>
WWTP	–	<i>Wastewater treatment plant</i>



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>21</b>
1.1	OBJETIVOS .....	23
1.1.1	Objetivo Geral.....	23
1.1.2	Objetivos Específicos .....	23
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>24</b>
2.1	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	24
2.2	PROBLEMÁTICA DO TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	25
2.2.1	Tratamento e disposição final do lixiviado de aterro sanitário .....	25
2.2.2	Legislação ambiental .....	26
2.3	CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO .....	26
2.3.1	Características do esgoto doméstico .....	27
2.3.2	Características do lixiviado de aterro sanitário.....	30
2.4	SISTEMAS DE TRATAMENTO PARA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO.....	37
2.4.1	Considerações sobre a microbiologia do tratamento de efluentes.....	42
2.4.2	Tratamento biológico aeróbio.....	45
2.4.3	Tratamento biológico anaeróbio .....	48
2.5	APLICAÇÃO DE UASB PARA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO.....	54
2.6	PÓS-TRATAMENTO DE UASB USADO PARA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO .....	56
2.7	FILTROS BIOLÓGICOS .....	59
2.7.1	Filtros Biológicos Aeróbios .....	59
2.7.2	Filtros Biológicos Anaeróbios .....	65
2.7.3	Meio suporte .....	65
2.7.4	Aderência e crescimento da biomassa em filtros biológicos .....	68
2.8	PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UASB COM FILTROS BIOLÓGICOS	71

2.9	APLICAÇÃO DE PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UASB UTILIZADOS NA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO .....	72
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>75</b>
3.1	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO.....	76
3.1.1	Local da ETE Piloto.....	76
3.1.2	Sistema piloto de tratamento.....	76
3.1.3	Meio suporte utilizado no FB .....	79
3.2	MÉTODOS ANALÍTICOS .....	80
3.2.1	Parâmetros físico-químicos.....	80
3.2.2	DQO inerte.....	81
3.2.3	Microscopia Eletrônica de Varredura – MEV .....	83
3.3	CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMESTICO PARA ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA PILOTO .....	84
3.3.1	Esgoto doméstico .....	84
3.3.2	Lixiviado de aterro sanitário .....	85
3.3.1	Armazenamento do lixiviado.....	86
3.4	INOCULAÇÃO DO FILTRO BIOLÓGICO E IMOBILIZAÇÃO DA BIOMASSA .....	87
3.4.1	Descrição das ETes .....	87
3.4.1	Coleta, armazenamento e caracterização do lodo .....	88
3.4.2	Inoculação do Filtro Biológico e imobilização da biomassa .....	88
3.5	DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DO TRABALHO .....	89
3.5.1	ETAPA 1 – Avaliação da eficiência de um Filtro Biológico com meio suporte composto por aparas de conduítes .....	89
3.5.2	ETAPA 2 – Avaliação do meio suporte utilizado no Filtro Biológico .....	90
3.5.3	ETAPA 3 – Análise da codisposição em ETes como alternativa para o tratamento de lixiviado .....	92
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>96</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICOS E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	96
4.1.1	Caracterização do esgoto doméstico bruto da ETE Padilha Sul.....	96
4.1.2	Caracterização do lixiviado de aterro sanitário.....	97

4.1.3	Caracterização da codisposição de esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário..	100
4.1.4	Determinação da DQO inerte ou recalcitrante no lixiviados.....	101
4.1.5	Monitoramento temporal do lixiviado de aterro sanitário .....	103
4.1.6	Caracterização do lodo de inóculo e imobização do meio suporte.....	104
4.2	ETAPA 1 – AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM FILTRO BIOLÓGICO COM MEIO SUPORTE COMPOSTO POR APARAS DE CONDUÍTES .....	107
4.2.1	FASE 1 – Operação do sistema UASB e Filtro Biológico em Alta taxa.....	107
4.2.2	FASE 2 – Operação do sistema UASB e Filtro Biológico em baixa taxa .....	112
4.3	ETAPA 2 – AVALIAÇÃO DO MEIO SUPORTE UTILIZADO NO FILTRO BIOLÓGICO .....	120
4.4	AVALIAÇÃO GERAL DO SISTEMA UASB E FB PROPOSTO PARA A CODISPOSIÇÃO .....	124
4.5	ETAPA 3 – ANÁLISE DA CODISPOSIÇÃO EM ETES COM REATORES ANAERÓBIOS E PÓS-TRATAMENTO COM FBP COMO ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO .....	125
4.5.1	Diagnóstico do pós-tratamento de UASB no Paraná.....	126
4.5.2	Utilização de FBP na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico .....	128
4.5.3	Opção do uso de filtros biológicos percoladores na codisposição – Estudo de caso – Lapa-PR .....	131
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>133</b>
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	135
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>136</b>
	<b>APÊNDICE A.....</b>	<b>149</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido decorrente da degradação dos resíduos e também da percolação de água de infiltração (RENOU et al., 2008). Sua composição é complexa, tendo uma elevada concentração de matéria orgânica, incluindo a matéria orgânica recalcitrante, elevada concentração de nitrogênio amoniacal e de metais pesados, entre outros contaminantes (WISZNIOWSKI et al., 2007). Assim como sua composição, o tratamento do lixiviado é complexo, sendo necessária a aplicação de técnicas que consigam absorver as cargas orgânicas aplicadas (RENOU et al., 2008).

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, conhecido como codisposição, pode ser uma solução viável para solucionar o problema do tratamento do lixiviado. A codisposição do lixiviado com esgoto doméstico reduz a carga a ser aplicada no sistema de tratamento, além de regular o requerimento nutricional necessário para o funcionamento adequado dos sistemas biológicos (MARTTINEM et al., 2003; KHALID et al., 2011).

Como consequência da adição de lixiviado, os sistemas de tratamento biológico sofrem uma redução de eficiência, porém os estudos na área verificam, em geral, que a adição de lixiviado na proporção volumétrica de até 10% não tem interferências significativas na eficiência de remoção (CAMPOS et al., 2014).

A toxicidade desenvolvida no sistema, devido à entrada de grande concentração de nitrogênio amoniacal, substâncias recalcitrantes, metais pesados e outros poluentes são os responsáveis pela redução de eficiência observada no tratamento, sendo necessário, em alguns casos, realizar o pré-tratamento do lixiviado antes de ser conduzida à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (RENOU et al., 2008; RIETOW, 2018).

Outra dificuldade relacionada ao tratamento está na biodegradabilidade do lixiviado de aterro sanitário. Essa biodegradabilidade pode ser estimada por meio de alguns parâmetros e relações, por exemplo, a relação entre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO) e a DQO inerte (SOUTO, 2009).

A relação DBO/DQO funciona como uma estimativa da biodegradabilidade e da idade do aterro sanitário. Já DQO inerte faz uma estimativa da matéria orgânica recalcitrante presente no líquido. Parâmetros como esses podem auxiliar no entendimento do tratamento combinado, se funciona realmente tratando o lixiviado ou faz apenas uma diluição desse efluente (JARDIM; CANELA, 2004; SOUTO, 2009; BAETTKER et al. 2016).

A utilização de tratamento anaeróbio na codisposição vem se mostrando como uma solução viável para efeito de tratamento do lixiviado de aterro sanitário (BAETTKER et al., 2017). A adoção de uma solução de tratamento anaeróbio e com baixa necessidade de operação é muito importante para países em desenvolvimento, pois representam uma solução de tratamento com custos reduzidos quando comparado aos custos dos tratamentos aplicados atualmente. A grande quantidade de reatores UASB no Brasil, em especial do Paraná, sob a administração da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), reforçam a necessidade de mais estudos na área de codisposição em reatores UASB.

Assim como no tratamento de esgoto doméstico, no tratamento combinado as eficiências alcançadas com o UASB não são suficientes para o atendimento dos padrões de lançamento impostos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio das resoluções nº 357 de 2005 e nº 430 de 2011, sendo necessária a adoção de um pós-tratamento para o reator UASB (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011; VIEIRA, 2013).

Os filtros biológicos se apresentam como uma solução para o pós-tratamento do efluente de reatores UASB aplicados na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, principalmente por ser uma tecnologia de simples operação e com baixos custos operacionais (ABOU-ELALA et al., 2015).

O meio suporte dos filtros tem como finalidade a acomodação dos microrganismos responsáveis pelo tratamento. Essa camada de microrganismos que se forma no meio suporte, recebe o nome de biofilme (WASIK; CHIMIELOWSKI, 2017). No contato do efluente com o biofilme acontecem os processos de transferência de massa e, dessa forma, a oxidação da matéria orgânica e de alguns outros componentes (FERDOWSI et al., 2017). É importante ressaltar que a qualidade do biofilme é influenciada por muitos fatores, como a oxigenação, e a aderência dos microrganismos no meio suporte (FUJII, 2011).

Dessa forma, o presente trabalho tem como finalidade a avaliação do desempenho de um filtro biológico (FB) funcionando como pós-tratamento do efluente proveniente de um reator UASB usado na codisposição de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. O FB em estudo apresenta características não convencionais, com a utilização de meio suporte sintético, composto por aparas de conduítes, além de possuir características de ventilação diferenciadas.

Foi utilizado um meio suporte composto por aparas de conduítes, que, por ser considerado um resíduo da construção civil, possui preço reduzido quando comparado aos



meios suportes plásticos estruturados, com a finalidade de avaliar o desempenho desse tipo de recheio.

Foi avaliada a codisposição em sistemas de tratamento composto por UASB seguido de Filtro Biológico Percolador, para cidades pequenas, com até 50.000 habitantes. Para essa avaliação foi realizado um panorama do pós-tratamento de reatores UASB no Paraná, busca na literatura por fatores importantes para o correto funcionamento de filtros biológicos percoladores e, realização de um estudo de caso para o município da Lapa-PR, que possui um Aterro Sanitário, funcionando sem consórcio intermunicipal, e possui ETE que realiza o tratamento com UASB seguido de Filtro Biológico Percolador.

O desenvolvimento dessa dissertação dá continuidade ao projeto intitulado “Codisposição de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reator Anaeróbio tipo UASB tratando Esgoto Sanitário”, executado no âmbito do convênio 143/2015 do Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental, financiado pela Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná, em parceria com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). Este apoio sugere a importância do tema no âmbito da realidade local e insere também como pesquisa aplicada.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho do Filtro Biológico (FB) com recheio de aparas de conduíte, em escala piloto, como pós-tratamento de efluente de reator UASB na codisposição de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência de um filtro biológico com meio suporte composto por aparas de conduítes operando em duas taxas de aplicação hidráulicas: alta e baixa taxa;
- Avaliar o meio suporte utilizado quanto à aderência e crescimento da biomassa;
- Analisar a codisposição em ETEs como alternativa para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, considerando a proporção entre a geração de lixiviado e a de esgoto doméstico para um mesmo município.



## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como subproduto do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos formados em conjunto com as águas pluviais que infiltram pelo aterro sanitário, além da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos sólidos aterrados (RENOU et al. 2008; LANGE; AMARAL, 2009). É um líquido heterogêneo de partículas coloidais com vários diâmetros e uma população complexa de microrganismos, composto de fortes contaminantes orgânicos e inorgânicos, como os ácidos húmicos, os compostos orgânicos xenobióticos, o nitrogênio amoniacal e os metais pesados (WISZNIOWSKI et al., 2007; ZIYANG; YOUCAI, 2007).

Os líquidos formados em aterros sanitários receberam diferentes nomes e significados ao longo dos anos, como por exemplo, chorume, percolado e lixiviado. O termo chorume é o mais utilizado e é definido, segundo a NBR 8419 de 1992, como um líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e com elevada DBO. Entretanto o termo chorume passou a ser utilizado apenas para os líquidos provenientes dos próprios resíduos, tanto como parte da umidade natural quanto da degradação desses (FLECK, 2003).

O termo percolado é devido à produção de um líquido dentro do aterro que percola através da massa de resíduos sólidos. Mas, devido à sua fragilidade técnica explicativa, o termo percolado acabou sendo pouco utilizado, pois, segundo Carvalho (1999), a percolação é a simples passagem de um líquido através de um meio poroso, não implicando, necessariamente, no arraste de substâncias em conjunto com a água.

Desta forma, o termo lixiviado passou a ser mais utilizado para definir o líquido gerado em aterros sanitários. Lixiviado vem da palavra lixiviação, que corresponde a um fenômeno de solubilização com a passagem de uma substância da fase sólida para a fase líquida (OLIVEIRA; PASQUAL, 2000). O termo lixiviado por si só é pouco esclarecedor, dessa forma deve abranger a sua origem, concretizando, a usual e atual denominação lixiviado de aterro sanitário (SOUTO, 2009).

De acordo com Andrade (2002), a geração do lixiviado está associada, basicamente, pela água que entra na massa aterrada de resíduos sólidos, que é advinda de fontes externas e também de fontes próprias do aterro, estando às fontes externas vinculadas com a precipitação sobre o aterro e com a água subterrânea, quando a impermeabilização não foi realizada de

maneira adequada. Sobre as fontes próprias, pode-se enfatizar que o teor de umidade inicial dos resíduos e o teor de umidade do material de cobertura do aterro, além da água liberada no processo de degradação da massa de resíduos, influenciam diretamente na produção de lixiviado.

Uma estimativa precisa da geração de lixiviado de aterro sanitário é praticamente impossível, já que cada aterro sanitário está submetido a um regime pluviométrico diferente, além disso, cada aterro tem uma composição diferente de resíduos sólidos em seu interior, dessa forma o período necessário para sua degradação sofre muita variação (RENOU et al., 2008).

Destaca-se também que em alguns aterros realizam a recirculação de lixiviados, o que aumenta a geração de lixiviado de aterro sanitário além de acelerar o processo de decomposição da matéria orgânica (ANDRADE, 2002).

## 2.2 PROBLEMÁTICA DO TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

### 2.2.1 Tratamento e disposição final do lixiviado de aterro sanitário

Para Nivala et al. (2007), os dois principais interesses no tratamento do lixiviado são a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio, sendo que, segundo Souto (2009), a introdução desses nos corpos d'água acarretar a eutrofização, a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (OD) e o aumento da toxicidade do meio.

A variação temporal das características do lixiviado de aterro sanitário é uma grande dificuldade enfrentada no seu tratamento. Segundo Renou et al. (2008), um lixiviado mais recente possui uma capacidade de degradação muito maior que um lixiviado gerado em um aterro sanitário mais antigo, sendo necessário aplicar tratamentos diferentes em cada fase do aterro, para alcançar a eficiência necessária de tratamento.

Ainda segundo Renou et al. (2008), o tratamento do lixiviado de aterro sanitário pode ser classificado em três categorias principais: a transferência do lixiviado, que pode se dar com a recirculação do lixiviado no aterro sanitário ou com a codisposição do lixiviado com esgoto doméstico; o tratamento biológico, que pode ser aeróbio ou anaeróbio; e o tratamento físico-químico, englobando técnicas de oxidação química, adsorção, coagulação, floculação, sedimentação, flotação e arraste de amônia.



Dentre as várias alternativas para o tratamento do lixiviado, uma que vem sendo amplamente estudada, em todo o mundo, é o tratamento combinado do lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, também chamado de codisposição, nas ETEs (ALBUQUERQUE, 2012).

Brennan et al. (2016) ainda apontam novas técnicas que vem sendo aplicadas no tratamento do lixiviado, como a precipitação por estruvita, a utilização de biorreatores com membranas (MBR) e a utilização de *wetlands* construídas.

### 2.2.2 Legislação ambiental

No Brasil, os padrões de lançamento e de enquadramento dos corpos hídricos são definidos pelo CONAMA, com as resoluções nº 357/05 e nº 430/11 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011). O Quadro 1 apresenta os limites máximos definidos pelo CONAMA para materiais sedimentáveis, óleos minerais, óleos vegetais e gordura animal, DBO e nitrogênio amoniacal, além de valores de pH e temperatura.

QUADRO 1 – LIMITES DE LANÇAMENTO ESTABELECIDOS PELAS RESOLUÇÕES Nº 357/2005 E Nº 430/2011 DO CONAMA

Parâmetro	Unidade	Límite
pH	-	5 a 9
Temperatura	°C	≤40*
Materiais Sediementáveis	mL.L <sup>-1</sup>	≤1
Óleos minerais	mg.L <sup>-1</sup>	≤20
Óleos vegetais e gordura animal	mg.L <sup>-1</sup>	≤50
DBO	% remoção	≥60
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	≤120
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	≤20

NOTA: \*TEMPERATURA NA ZONA DE MISTURA ± 3°C.

FONTE: BRASIL (2005); BRASIL (2011).

Vale ressaltar que os limites máximos de lançamento podem variar para cada empreendimento de acordo com o disposto no processo de licenciamento ambiental e pelos parâmetros impostos pelo órgão ambiental estadual.

## 2.3 CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO

A co-digestão é a digestão simultânea de dois ou mais substratos (ASTALS et al., 2011). Esse tipo de tratamento é empregado para melhorar os rendimentos da digestão dos



resíduos sólidos, onde as principais vantagens são a diluição de compostos tóxicos, o aumento da carga de matéria orgânica biodegradável e um melhor equilíbrio de nutrientes (KHALID et al., 2011).

Segundo Jingura e Matengaifa (2009) a codigestão anaeróbia aumenta a estabilidade e a confiabilidade da degradação, além de produzirem um biossólido com melhores características para a utilização e aumentarem a produção de biogás.

Carneiro (2009) e Pavi (2016) afirmam que vários substratos podem ser utilizados na co-digestão, como, por exemplo, os resíduos agropecuários, os resíduos industriais e os resíduos urbanos, incluindo os resíduos sólidos urbanos (RSU), o lixiviado de aterro sanitário, o esgoto doméstico e os demais resíduos produzidos pelas atividades humanas.

A co-digestão de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, também denominada de codisposição, apresenta uma vasta gama de vantagens, como a adequação da relação DQO:N:P, auxiliando no tratamento biológico do lixiviado de aterro sanitário, além da diluição da grande quantidade de nitrogênio amoniacal, a diminuição dos efeitos deletérios do lixiviado em corpos d'água, além de apresentar uma redução dos custos operacionais de aterros sanitários (MARTTINEM et al., 2003; RENOU et al., 2008).

Como desvantagem da codisposição pode ser citada a diminuição da eficiência de tratamento, devido ao aumento da toxicidade no meio, a necessidade de compatibilização da estação de tratamento com o aumento de carga e um possível acréscimo da produção de lodo, aliado a isso é fundamental avaliar a viabilidade do transporte do lixiviado até a estação (RENOU et al., 2008; MANNARINO et al., 2011).

Campos (2014) cita que alguns outros problemas relacionados com o aumento da carga orgânica nas estações de tratamento já foram identificados, como a redução da sedimentabilidade dos flocos (em sistemas de lodos ativados), dificuldade na dosagem de produtos químicos, surgimento de espuma e problemas com cor e corrosão, além de um possível aumento na concentração de metais no lodo, o que o tornaria inviável para a disposição agrícola. Brennan et al. (2016) ainda aponta as variações sazonais na produção de lixiviado de aterro sanitário como uma desvantagem da codisposição.

### 2.3.1 Características do esgoto doméstico

O esgoto doméstico é o despejo proveniente das atividades domésticas em qualquer estabelecimento com dispositivos de utilização de água para fins domésticos, sendo que as suas características variam de acordo com os hábitos populacionais, com as variações

climáticas e também com as características socioeconômicas da população. Também pode conter água de infiltração (pela contribuição de água pluvial) esgoto industrial (NBR 9648, 1989; JORDÃO; PESSÔA, 2017; VON SPERLING, 2017).

Fisicamente o esgoto doméstico é caracterizado por possuir temperatura levemente superior à da água de abastecimento, por possuir cor escura, variam do cinza ao preto, odor desagradável e turbidez causada por sólidos em suspensão, que também podem se apresentar na forma dissolvida, podendo ou não ser sedimentável (JORDÃO; PESSOA, 2017).

Quimicamente o esgoto doméstico é composto de constituintes orgânicos e inorgânicos (RAMOS, 2009). A matéria orgânica é o principal constituinte químico encontrado no esgoto doméstico formado por proteínas, carboidratos e lipídeos. Entretanto, outros constituintes podem ser encontrados como o nitrogênio, o fósforo e o enxofre (METCALF; EDDY, 2016).

No esgoto doméstico são encontrados as bactérias, os fungos, os protozoários e as algas, podendo inclusive conter vírus. As bactérias, bem como os fungos, os protozoários e as algas são importantes no processo de tratamento, pois são os responsáveis pela decomposição e degradação da matéria orgânica (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Alguns organismos podem ser utilizados como indicadores do padrão de potabilidade e de lançamento como os coliformes totais e os coliformes termotolerantes (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

O Quadro 2 apresenta um resumo das principais características físicas, químicas e biológicas do esgoto doméstico, além das faixas de concentração típicas.

**QUADRO 2 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO ESGOTO DOMÉSTICO**

<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>	<b>Un.</b>	<b>Faixa típica</b>
Temperatura	O esgoto doméstico possui temperatura ligeiramente superior à da água de abastecimento, sendo eu essa temperatura sofre variações conforme a estação do ano. A temperatura tem forte influência na atividade microbiana, na velocidade das reações, na solubilidade dos gases e na viscosidade do esgoto doméstico.	°C	-
Cor	O esgoto doméstico possui coloração ligeiramente cinza quando fresco e conforme vai se degradando vai adquirindo uma coloração cinza escura ou preta.	-	-
Odor	O esgoto doméstico fresco possui odor oleoso e relativamente desagradável e conforme vai se degradando o odor passa a ser fétido devido a formação de produtos da decomposição, principalmente gás sulfídrico.	-	-
Turbidez	O esgoto doméstico mais fresco ou mais concentrado possui maior turbidez, porém esse parâmetro sofre forte variação de acordo com os sólidos que estão em suspensão.	NTU	-
Sólidos totais (ST)	Orgânicos e inorgânicos; suspensos e dissolvidos; sedimentáveis.	mg.L <sup>-1</sup>	700-1350
Sólidos suspensos totais (SST)	Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que são retidos em filtro de papel com abertura de dimensões padronizadas (0,45 a 2,00 µm).	mg.L <sup>-1</sup>	200-450
Sólidos suspensos fixos (SSF)	Componentes minerais, não incineráveis, inertes.	mg.L <sup>-1</sup>	40-100
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	Componentes orgânicos.	mg.L <sup>-1</sup>	165-350
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que não são retidos nos filtros de papel descritos acima.	mg.L <sup>-1</sup>	500-900
Sólidos dissolvidos fixos (SDF)	Componentes minerais.	mg.L <sup>-1</sup>	300-550
Sólidos dissolvidos voláteis (SDV)	Componentes orgânicos.	mg.L <sup>-1</sup>	200-350
Sólidos sedimentáveis	Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimenta em 1 hora no cone Imhoff. Indicação aproximada da sedimentação em um tanque de decantação.	mL.L <sup>-1</sup>	5-20
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio. Medida a 5 dias, 20°C. Está associada a fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. É uma medida do oxigênio consumido após 5 dias pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica.	mg.L <sup>-1</sup>	110-400
DQO	Demanda química de oxigênio. Representa a quantidade de oxigênio requerida pra estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea. Utiliza fortes agentes oxidantes em condições ácidas.	mg.L <sup>-1</sup>	250-800
COT	Carbono orgânico total. É a medida direta da matéria orgânica carbonácea. É determinado através da conversão do carbono orgânico a gás carbônico.	mg.L <sup>-1</sup>	-

CONTINUA...



**QUADRO 2 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO ESGOTO DOMÉSTICO (CONTINUAÇÃO)**

<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>	<b>Un.</b>	<b>Faixa típica</b>
<b>Nitrogênio total</b>	O nitrogênio total inclui o nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. É um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microrganismos no tratamento biológico. O nitrogênio orgânico e a amônia correspondem ao denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).	mg.L <sup>-1</sup>	20-85
<b>Nitrogênio orgânico</b>	Nitrogênio na forma de proteínas, aminoácidos e uréia.	mg.L <sup>-1</sup>	8-35
<b>Amônia</b>	Produzida como primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico.	mg.L <sup>-1</sup>	12-50
<b>Nitrito</b>	Estágio intermediário da decomposição da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto,	mg.L <sup>-1</sup>	0
<b>Nitrato</b>	Produto final da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto.	mg.L <sup>-1</sup>	0-1
<b>Fósforo total</b>	O fósforo total existe na forma orgânica e inorgânica. É um nutriente indispensável no tratamento biológico.	mg.L <sup>-1</sup>	5-20
<b>Fósforo orgânico</b>	Combinado à matéria orgânica.	mg.L <sup>-1</sup>	2-7
<b>Fósforo inorgânico</b>	Ortofosfato e polifosfatos.	mg.L <sup>-1</sup>	3-13
<b>pH</b>	Indicador das características ácidas ou básicas do esgoto. Esgotos são normalmente alcalinos. Os processos biológicos normalmente tendem a reduzir o pH, sendo que o pH de esgotos frescos variam de 6,5 a 7,5 e para esgotos sépticos o pH é, normalmente, menor que 6,0.	-	6,7-8,0
<b>Alcalinidade</b>	Indicador da capacidade tampão do meio (resistência às variações do pH). Devido à presença de bicarbonato, carbonato e íon hidroxila. São de particular importância no controle operacional do tratamento, principalmente de processos anaeróbios.	mg.L <sup>-1</sup>	50-250
<b>Enxofre</b>	Principalmente os sulfatos e o gás sulfídrico, sendo o gás sulfídrico diretamente responsável por problemas de odor e corrosão.	mg.L <sup>-1</sup>	-
<b>Sais de ferro</b>	Os sais de ferro podem causar problemas no tratamento biológico, principalmente problemas relacionados a colmatação de filtros biológicos e de difusores de ar em tanques de aeração.	mg.L <sup>-1</sup>	-
<b>Cloretos</b>	Proveniente tanto da contribuição humana, como de águas subterrâneas, principalmente em regiões costeiras.	mg.L <sup>-1</sup>	-
<b>Óleos e graxas</b>	Fração da matéria orgânica solúvel em hexanos. Nos esgotos domésticos, as fontes são óleos e gorduras utilizados nas comidas.	mg.L <sup>-1</sup>	50-150
<b>Coliformes totais</b>	-	org.100mL <sup>-1</sup>	10 <sup>6</sup> -10 <sup>10</sup>
<b>Coliformes termotolerantes</b>	-	org.100mL <sup>-1</sup>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>9</sup>
<b>Ovos de helmintos</b>	-	org.100mL <sup>-1</sup>	10 <sup>0</sup> -10 <sup>3</sup>

FONTE: ADAPTADO DE AISSE (2000); METCALF; EDDY (2016); VON SPERLING (2017); JORDÃO; PESSOA (2017).

### 2.3.2 Características do lixiviado de aterro sanitário

As principais características físicas, químicas e biológicas do lixiviado de aterro sanitário dependem de diversos fatores, como, por exemplo, o tipo de resíduo depositado no aterro sanitário, o grau de decomposição da fração biodegradável, o clima, a estação do ano e

a idade do aterro. Desse modo, pode-se afirmar que a composição do lixiviado de aterro sanitário, assim como sua quantidade, varia consideravelmente de aterro para aterro (REINHART; GROSH, 1998; RENOU et al., 2008; XU et al., 2010; FERRAZ et al., 2014).

Em geral os aterros sanitários recebem uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e industriais. Dessa maneira, a composição do lixiviado pode ser caracterizada com quatro grupos de poluentes, sendo eles: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), metais pesados ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) e compostos orgânicos xenobióticos oriundos de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (fenóis, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos, entre outros) (KJELDSEN et al., 2002).

Os principais componentes, normalmente, presentes no lixiviado de aterro sanitário, e suas possíveis origens, estão destacados no Quadro 3.

QUADRO 3 – PRINCIPAIS COMPONENTES ENCONTRADOS NO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Parâmetro	Origem
Matéria Orgânica	A matéria orgânica presente no lixiviado pode ser tanto de origem natural quanto de origem artificial. A matéria orgânica natural é aquela oriunda de organismos vivos e seus processos biológicos. Carboidratos, lipídios e proteínas são moléculas de origem natural. Já a matéria orgânica artificial é aquela produzida pelo homem e que não é encontrada na natureza, como, por exemplo, o plástico. O elemento carbono é o constituinte mais abundante encontrado na matéria orgânica, representando cerca de 50% de sua massa. Outros elementos como o oxigênio, nitrogênio, fósforo, enxofre e potássio também são encontrados na matéria orgânica.
Compostos recalcitrantes	Os compostos recalcitrantes presentes no lixiviado são geralmente associados com a presença de substâncias húmicas (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas). Tais substâncias são formadas pela agregação de moléculas resultantes da degradação incompleta de resíduos animais e vegetais. Ainda, podem ser formadas por meio da atividade de síntese dos microrganismos. Geralmente, as substâncias húmicas são constituídas de anéis aromáticos derivados de lignina e nitrogênio de proteínas dos microrganismos. Essas substâncias ainda são caracterizadas por possuírem estruturas moleculares complexas, heterogêneas e de elevada massa molecular, sendo tais fatores responsáveis por conferir cor escura ao lixiviado.
Nitrogênio	O nitrogênio é constituinte das proteínas e sua concentração no lixiviado está diretamente relacionada com o percentual de matéria orgânica presente nos resíduos aterrados. Outras fontes de nitrogênio no lixiviado são: fertilizantes, produtos de limpeza e conservantes de madeira. A maior parte do nitrogênio presente no lixiviado encontra-se na forma orgânica, sendo que a forma amoniacal tende a predominar com o passar do tempo.
Fósforo	Praticamente todo o fósforo encontrado em lixiviados de aterros sanitários encontra-se na forma de ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ , $\text{HPO}_4^{2-}$ e $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ). Os ortofosfatos são caracterizados por agirem no lixiviado como tampão alcalino, contribuindo para a alcalinidade parcial. De modo geral, as concentrações de fósforo encontradas em lixiviados de aterros sanitários são baixas, podendo então esse parâmetro ser limitante para o processo de tratamento biológico. As principais fontes de fósforo no lixiviado são: material orgânico, detergentes superfosfatados, fertilizantes, pesticidas e conservantes alimentícios.

CONTINUA...



**QUADRO 3 – PRINCIPAIS COMPONENTES ENCONTRADOS NO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO (CONTINUAÇÃO)**

Cloreto	Os cloretos são oriundos da dissolução de sais e quase sempre não constituem um problema de toxicidade para os microrganismos envolvidos no processo biológico de degradação. Os íons cloreto podem se combinar com cátions metálicos ( $\text{Ag}^+$ , $\text{Hg}^{2+}$ , $\text{Pb}^{2+}$ ) formando complexos estáveis, reduzindo, dessa forma, a concentração desses metais no lixiviado.
Enxofre	O elemento enxofre é um constituinte encontrado em compostos orgânicos simples, como, por exemplo, em aminoácidos. Nos lixiviados de aterros sanitários pode-se encontrar o enxofre nas formas de sulfato e sulfeto. O sulfato é formado no aterro na etapa inicial de degradação aeróbia. Já o sulfeto é oriundo da etapa de sulfetogênese do processo anaeróbio de degradação.
Principais íons	$\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ e $\text{Mg}^{2+}$ : material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos. $\text{Cu}^{+2}$ e $\text{Fe}^{+2}$ : material eletrônico, latas, tampas de garrafas. $\text{Hg}^{+2}$ e $\text{Mn}^{+2}$ : pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes. $\text{Ni}^{+2}$ , $\text{Cd}^{+2}$ e $\text{Pb}^{+2}$ : baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis). $\text{Al}^{+3}$ : latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas. $\text{Cl}^-$ , $\text{Br}^-$ e $\text{Ag}^+$ : tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X. $\text{As}^{+3}$ e $\text{Cr}^{+3}$ : embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.

FONTE: ADAPTADO DE SEGATO E SILVA (2000); SILVA (2002); FLECK (2003); RODRIGUES FILHO (2007); RIETOW (2018).

Um dos fatores que mais contribuem para a variação na composição do lixiviado de aterro sanitário é a idade do aterro sanitário. É possível observar que em aterros sanitários novos as faixas de concentração dos parâmetros são mais elevadas do que no lixiviado oriundo de aterros antigos, com essa afirmação é possível dizer que o lixiviado de aterros sanitários novos é mais biodegradável enquanto o lixiviado de aterros antigos é um lixiviado mais estabilizado (MORAIS; PERALTA-ZAMORA, 2005).

As concentrações iniciais de DBO e DQO no lixiviado indicam a elevada presença de compostos orgânicos biodegradáveis no aterro. Com o passar dos anos, nota-se a diminuição acentuada desses parâmetros, fazendo com que o lixiviado apresente elevadas concentrações de compostos recalcitrantes, de sais, além de apresentar uma baixa relação DBO/DQO (MORAIS; PERALTA-ZAMORA, 2005; SALEM et al., 2008).

Por possuir relação direta com a quantidade de matéria orgânica presente no aterro sanitário, a concentração de amônia tende a diminuir com o tempo. Com o passar dos anos é também possível observar uma diminuição do pH, devido a formação de ácidos, o que influencia diretamente na concentração de metais presentes no meio líquido. Sendo assim, pode-se evidenciar que as concentrações de metais são mais elevadas no lixiviado da fase ácida do que no lixiviado da fase metanogênica (SOUTO, 2009).

O Quadro 4 apresenta as principais características presentes nos lixiviados de aterro sanitários de acordo com a idade do aterro sanitário.



**QUADRO 4 – VARIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO PARA DIFERENTES IDADES DE ATERROS SANITÁRIOS NORTE AMERICANOS**

Parâmetro	Un.	Idade do aterro sanitário (anos)			
		Biodegradável	Intermediário	Estabilizado	
		0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	<50
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	<1.000
DBO/DQO	-	>0,3	0,1 - 0,3	<0,1	<0,1
Nitrogênio Kjeldahl	mg.L <sup>-1</sup>	1.000 - 3.000	400 - 600	75 - 300	<50
Amônia	mg.L <sup>-1</sup>	500 - 1.500	300 - 500	50 - 200	<30
pH	-	3 - 6	6 - 7	7 - 7,5	7 - 7,5
Cálcio	mg.L <sup>-1</sup>	2.000 - 4.000	500 - 2.000	300 - 500	<300
Sódio e potássio	mg.L <sup>-1</sup>	2.000 - 4.000	500 - 1.500	100 - 500	<100
Ferro e Magnésio	mg.L <sup>-1</sup>	500 - 1.500	500 - 1.000	100 - 500	<100
Zinco	mg.L <sup>-1</sup>	100 - 200	50 - 100	10 - 50	<10
Cloreto	mg.L <sup>-1</sup>	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 - 500	<100
Sulfato	mg.L <sup>-1</sup>	500 - 2.000	200 - 1.000	50 - 200	<50
Fósforo total	mg.L <sup>-1</sup>	100 - 300	10 - 100	-	<10

FONTE: ADAPTADO DE RENOU et al. (2008); RIETOW (2018)

Os dados apresentados no Quadro 4 mostram a realidade observada em aterros sanitários norte americanos, que por sua vez apresentam características climáticas, construtivas e socioeconômicas muito diferentes da realidade brasileira, sendo assim, Souto e Povinelli (2007) realizaram estudos de caracterização de lixiviados gerados em aterros sanitários brasileiros. Durante a realização dos estudos os autores identificaram que para as condições brasileiras, de clima tropical, a transição entre lixiviado biodegradável e lixiviado estabilizado pode ocorrer dentro de um a dois anos após o início da operação do aterro sanitário.

Esse fato pode ser justificado pela decomposição acelerada da matéria orgânica biodegradável, influenciada pelas altas temperaturas. Também pode ser um motivo para essa rápida degradação o uso de sistemas de drenagem com brita ou colchões drenantes (CATAPRETA, 2008).

O Quadro 5 apresenta o resumo dos resultados obtidos por Souto e Povinelli (2007), servindo de base para a caracterização mais provável do lixiviado de aterros sanitários brasileiros.

**QUADRO 5 – CARACTERIZAÇÃO CONVENCIONAL DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIOS BRASILEIROS**

<b>Parâmetro</b>	<b>Un.</b>	<b>Faixa encontrada</b>	<b>Faixa provável</b>
pH	-	5,7 a 8,6	7,2 a 8,6
Alcalinidade total	mg.L <sup>-1</sup>	750 a 11.400	750 a 7.100
Dureza	mg.L <sup>-1</sup>	95 a 3.100	95 a 2.100
Condutividade	µS.cm <sup>-1</sup>	2.500 a 17.660	2.500 a 2.950
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	20 a 30.000	20 a 8.600
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	190 a 80.000	190 a 22.300
Óleos e Graxas	mg.L <sup>-1</sup>	10 a 480	10 a 170
Fenóis	mg.L <sup>-1</sup>	0,9 a 9,9	0,9 a 4,0
Nitrogênio Kjeldahl	mg.L <sup>-1</sup>	80 a 3.100	-
Amônia	mg.L <sup>-1</sup>	0,4 a 3.000	0,4 a 1.800
Nitrogênio orgânico	mg.L <sup>-1</sup>	5 a 1.200	400 a 1.200
Nítrito	mg.L <sup>-1</sup>	0 a 50	0 a 15
Nitrato	mg.L <sup>-1</sup>	0 a 11	0 a 3,5
Fósforo total	mg.L <sup>-1</sup>	0,1 a 40	0,1 a 15
Sulfeto	mg.L <sup>-1</sup>	0 a 35	0 a 10
Sulfato	mg.L <sup>-1</sup>	0 a 5.400	0 a 1.800
Cloreto	mg.L <sup>-1</sup>	500 a 5.200	500 a 3.000
Sólidos	mg.L <sup>-1</sup>	3.200 a 21.900	3.200 a 14.400
Sólidos totais fixos	mg.L <sup>-1</sup>	630 a 20.000	630 a 5.000
Sólidos totais voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	2.100 a 14.500	2.100 a 8.300
Sólidos suspensos totais	mg.L <sup>-1</sup>	5 a 2.800	5 a 700
Sólidos suspensos voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	5 a 530	5 a 200
Ferro	mg.L <sup>-1</sup>	0,01 a 260	0,01 a 65
Manganês	mg.L <sup>-1</sup>	0,04 a 2,6	0,04 a 2,0
Cobre	mg.L <sup>-1</sup>	0,005 a 0,6	0,05 a 0,15
Níquel	mg.L <sup>-1</sup>	0,03 a 1,1	0,03 a 0,5
Cromo	mg.L <sup>-1</sup>	0,003 a 0,8	0,003 a 0,5
Cádmio	mg.L <sup>-1</sup>	0 a 0,26	0 a 0,065
Chumbo	mg.L <sup>-1</sup>	0,01 a 2,8	0,01 a 0,5
Zinco	mg.L <sup>-1</sup>	0,01 a 8,0	0,01 a 1,5

FONTE: SOUTO; POVINELLI (2007).

Ferraz et al. (2014) caracterizou um lixiviado de um aterro sanitário localizado no município de São Carlos, no Brasil. O aterro sanitário atendia a uma população de aproximadamente 220.000 habitantes gerando 160 toneladas de resíduos por dia, sendo que estava em operação por 22 anos. No estudo de Ferraz et al. (2014) foi caracterizado o lixiviado com e sem pré-tratamento.

Baettker et al. (2016) realizou estudo onde foi caracterizado o lixiviado de aterro sanitário do município de Guaratuba, no Brasil. O aterro sanitário em questão possuía 12 anos

de operação e o lixiviado desse aterro possui uma relação DBO/DQO de 0,26, sendo a DQO inerte de aproximadamente 34%.

Os estudos realizados por Baettker (2019) apresentam resultados de caracterização do lixiviado do aterro sanitário da Estre Ambiental referente a disposição final dos resíduos sólidos de Curitiba e região metropolitana. São apresentados os resultados de duas coletas de lixiviado referentes a março de 2016 e janeiro de 2017 onde foram encontrados valores para a relação DBO/DQO de 0,29 e 0,36, respectivamente, e valores de 30,3% para a DQO inerte do lixiviado de março de 2016 e 36,5% de DQO inerte no lixiviado de janeiro de 2017.

O Quadro 6 apresenta o comparativo entre os valores de concentração de alguns compostos presentes nos lixiviados de aterro sanitário do Brasil e apresenta também os valores limites para o lançamento impostos pela legislação brasileira.

**QUADRO 6 – RESUMO DA CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIOS NO BRASIL E OS LIMITES IMPOSTOS PELA LEGISLAÇÃO NO LANÇAMENTO EM CORPOS D'ÁGUA**

Parâmetro	Un.	Baettker (2019)	Baettker et al. (2016)	Ferraz et al. (2014)	CONAMA 357/05 E 430/11
Idade do aterro	Anos		12	22	-
pH	-	8,00 – 8,10	8,20	8,30 – 9,00	5 a 9
Alcalinidade total	mg.L <sup>-1</sup>	12.590	-	6.000 – 7.570	-
OD	mg.L <sup>-1</sup>	-	-	-	≥ 5
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	916 – 1.400	1.225	433 – 588	< 5
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	3.162 – 3.892	4.659	4.425 – 4.860	-
NTK	mg.L <sup>-1</sup>	-	-	920 – 977	-
Nitrogênio amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	2.628 – 2.670	3.000	790 – 821	< 25
ST	mg.L <sup>-1</sup>	12.858 – 13.012	9.040	8.446 – 15.980	-
SFT	mg.L <sup>-1</sup>	7.358 – 9.835	-	-	-
SVT	mg.L <sup>-1</sup>	3.177 – 5.500	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	< 100

Fueyo et al. (2002) caracterizou um lixiviado de idade média (12 anos) gerado em um aterro sanitário localizado na Espanha. Esse aterro atente uma população de 800.000 habitantes. De acordo com a caracterização obtida pelos autores foi possível observar que a maior parte dos compostos orgânicos está solubilizada, sendo que boa parte de matéria orgânica é composta por substâncias recalcitrantes. É possível observar também que a concentração de fosfatos é baixa, assim como a relação DBO/DQO.

Xu et al. (2010) estudou um lixiviado com baixa relação DBO/DQO, localizado na China. Barba et al. (2010) caracterizou um lixiviado de aterro sanitário na Colômbia. O aterro



sanitário em questão atendia 16 municípios e estava, na época do estudo, com 10 anos de operação. O lixiviado possuía uma relação DQO:N:P de 350:87:1.

Raghab et al. (2013) em sua pesquisa caracterizou um lixiviado de aterro sanitário com relação DBO/DQO de aproximadamente 0,41, de um aterro sanitário localizado no Egito. Já Brennan et al. (2016) avaliou a composição do lixiviado de 32 aterros sanitários na Irlanda, sendo 22 aterros considerados jovens e 10 com idade intermediária.

Naveen et al. (2017) caracterizou o lixiviado de aterro sanitário de um aterro localizado na Índia, recebendo a quantidade de 1000 toneladas de resíduos por dia. O aterro estava em operação por 7 anos. Na caracterização foram escolhidos 3 pontos de coleta do lixiviado pelo aterro sanitário para a avaliação da mudança das características em cada ponto. Além disso, foram avaliados pontos fora do aterro sanitário para a avaliação de possíveis contaminações nas redondezas.

Khalil et al. (2018) avaliou a composição do lixiviado de aterro sanitário do aterro sanitário de Zahlé, localizado no Líbano em dois pontos distintos, um diretamente no aterro e o outro ponto localizado na lagoa de tratamento do lixiviado, antes do tratamento.

O Quadro 7 apresenta um comparativo da composição dos lixiviados de aterro sanitários em função da idade do aterro sanitário, considerando os dados dos autores citados.

Por se tratar de uma substância de grande complexidade o lixiviado de aterro sanitário, assim com o esgoto doméstico, necessita de tratamento antes de sua destinação final, para que os padrões de lançamento sejam atendidos e, conseqüentemente, sejam minimizados os impactos ambientais (RENOU et al., 2008).

Slack et al. (2005) afirmam que alguns dos compostos presentes no lixiviado de aterro sanitário podem ser tóxicos, corrosivos, inflamáveis, reativos, carcinogênicos, teratogênicos, mutagênicos, ecotóxicos, bioacumulativos e persistentes, como os metais pesados e os compostos orgânicos xenobióticos, o que reforça a necessidade do tratamento antes da disposição final, sendo esse, também, um assunto de saúde pública.

QUADRO 7 – RESUMO DA CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIOS NO MUNDO

Parâmetro	Un.	Khalil et al. (2018)	Naveen et al. (2017)	Brennan et al. (2016)	Raghab et al. (2013)	Barba et al. (2010)	Xu et al. (2010)	Fueyo et al. (2002)
País	-	Líbano	Índia	Irlanda	Egito	Colômbia	China	Espanha
Idade do aterro	Anos	-	7	-	-	10	-	12
pH	-	7,44 – 7,85	7,40 – 7,60	6,80 – 8,50	8,24	8,05	7,67	8,10
Alcalinidade total	mg.L <sup>-1</sup>	-	10.800 – 11.200	10 – 9.682	-	12.965	9.618	8.750
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	-	1.500 – 3.000	6 - 984	3.400	-	548	-
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	-	10.400 – 12.000	190 – 7.160	8.250	6.267	3.876	3.729
NTK	mg.L <sup>-1</sup>	-	-	-	-	1.636	2.018	-
Nitrogênio amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	-	1.803 – 2.593	63 – 4.000	3.745	1.555	1.451	1.850
Nitrato	mg.L <sup>-1</sup>	2,00 – 8,00	22,36 – 35,09	-	3,95	-	-	-
Fósforo total	mg.L <sup>-1</sup>	41,00 – 50,25	-	-	-	19,30	-	10,49
Cloreto	mg.L <sup>-1</sup>	650 – 775	660 – 780	130 – 2.620	3.635	-	-	-
ST	mg.L <sup>-1</sup>	26.730 – 34.700	-	-	29.942	-	-	-
SST	mg.L <sup>-1</sup>	-	2.027 – 2.267	-	3.331	-	-	-
SSV	mg.L <sup>-1</sup>	-	-	-	-	-	-	3.230

#### 2.4 SISTEMAS DE TRATAMENTO PARA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO

A alternativa de tratamento combinado do lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, ou codisposição, vem sendo amplamente utilizado em diversos países, incluindo o Brasil (RENOU et al., 2008; CAMPOS, 2014; BRENNAN et al., 2016). Sendo que muitos pesquisadores têm indicado a codisposição como uma alternativa eficaz para a minimização dos efeitos deletérios do lixiviado de aterro sanitário (ALBUQUERQUE, 2012).

É importante ressaltar que estudos ainda precisam ser realizados para que a codisposição seja avaliada como uma alternativa eficiente para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, já que, segundo Oliveira et al. (2008) e Gomes (2009), muitos

questionamentos sobre as interferências que o lixiviado de aterro sanitário pode causar nos processos de tratamento do esgoto doméstico, precisam ser respondidas, corroborando com a afirmação de Baettker et al. (2017), que a toxicidade que o lixiviado de aterro sanitário apresenta pode tornar o meio inóspito para os microrganismos que realizam o tratamento biológico.

De maneira geral, os estudos indicam que proporções volumétricas de até 10% de lixiviado não interferem significativamente na eficiência da remoção de DQO no tratamento biológico, porém, alguns estudos mais conservadores apontam para uma razão volumétrica bem mais baixa, de 2% de lixiviado, para que não ocorra a interferência no processo. Essa limitação se dá principalmente devido à concentração de compostos recalcitrantes, nitrogênio amoniacal e metais pesados (SANTOS, 2009a; TORRES et al., 2009).

Torres-Lozada (2010) estudou a interferência da incorporação de lixiviado na partida de sistemas de tratamento anaeróbios e verificou que para valores de até 5% a eficiência do tratamento, com o mesmo Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), não foi prejudicada. Já na adição de 10% de lixiviado a eficiência de remoção de DQO foi prejudicada.

Barba et al. (2010) analisou a influencia da incorporação do lixiviado de aterro sanitário no esgoto doméstico e verificou que essa adição causa uma inibição no início da etapa acidogênica além de causar um desequilíbrio entre essa etapa e a etapa metanogênica do processo de biodegradação anaeróbia, que pode acarretar um acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) no sistema. Os autores ainda afirmam que para adição de até 10% de lixiviado os efeitos inibitórios não são significativos.

Essa inibição da eficiência observada na remoção de matéria orgânica é um reflexo da adição de substâncias tóxicas ao processo de tratamento (RENOU et al., 2008). Rietow (2018) ainda cita que, dependendo do processo adotado para o tratamento, é necessária a realização de um pré-tratamento do lixiviado para a diminuição de algumas dessas substâncias inibidoras.

Segundo Renou et al. (2008), o tratamento biológico tem sido amplamente utilizado para o tratamento do lixiviado biodegradável, apresentando eficiências satisfatórias. Já a presença de matéria orgânica refratária, no lixiviado estável, faz com que o tratamento biológico não seja uma solução interessante. De modo geral, relações superiores a 0,4 indicam elevada possibilidade da utilização de tratamento biológico, já com relação inferior a 0,2 é indicada a utilização de processos físico-químicos (VON SPERLING, 2017).



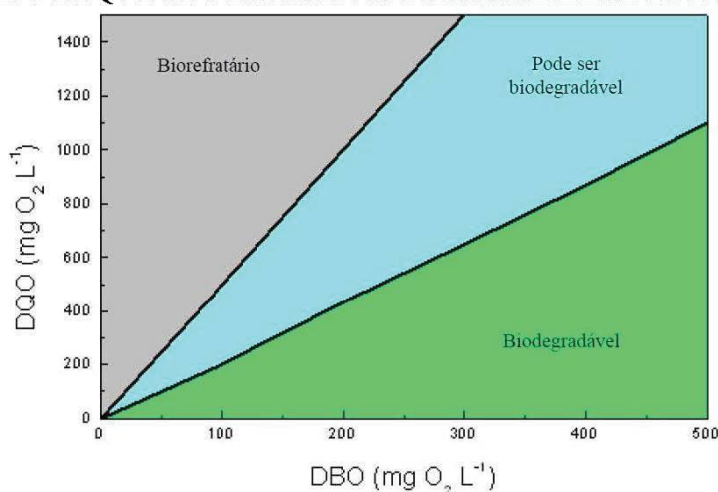
Entretanto, segundo Sá (2008), Neczaj et al. (2008) e Ramos (2009), o tratamento biológico está condicionado a impossibilidade da decomposição de alguns componentes, que é também nomeado de recalcitrância. Os compostos recalcitrantes aumentam, no lixiviado, de forma natural com o passar do tempo, o que torna o lixiviado de aterro sanitário mais difícil de ser tratado.

Souto (2009) afirma que a biodegradabilidade do lixiviado de aterro sanitário pode ser avaliada em laboratório, sendo, para tal, utilizado uma vasta gama de parâmetros específicos e relações entre parâmetros, como, por exemplo, a DQO inerte, a relação entre DBO e DQO e algumas relações entre sólidos. Sendo que a avaliação da biodegradabilidade do lixiviado de aterro sanitário, segundo Marttinen et al. (2003), é fundamental para a escolha de um tratamento adequado.

A tratabilidade dos efluentes é avaliada segundo a DBO, que representa a instabilidade dos compostos orgânicos presentes, e pela DQO, que representa a resistência da carga orgânica (obtida após a oxidação da matéria orgânica). Dessa forma a relação DBO/DQO serve como um importante indicador que caracteriza o grau de biodegradabilidade de águas residuárias (JARDIM; CANELA, 2004). Tchobanoglous et al. (1993) indicam que para aterros sanitários novos a relação DBO/DQO fica em torno de 0,7, enquanto em aterros sanitários antigos essa relação se aproxima de 0,2.

A Figura 1 apresenta os valores de DQO e DBO indicativos da tratabilidade dos efluentes.

FIGURA 1 – VALORES DE DQO E DBO INDICATIVOS DA TRATABILIDADE DE UM EFLUENTE



FONTE: JARDIM; CANELA (2004)

A quantificação do potencial de degradação biológico por meio da DQO inerte, principalmente de forma anaeróbia, tem sido amplamente utilizada em estudos para a avaliação da possibilidade do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em reatores anaeróbios e assim identificar a presença de certos compostos que possam inibir o processo de degradação (LANGE; AMARAL, 2009). Esse ensaio consiste na avaliação da parcela biodegradável do lixiviado que é degradada, em comparação com a degradação de uma solução de glicose, com DQO equivalente (BAETTKER et al., 2016).

Souto (2009) cita a relação entre sólidos totais voláteis (STV) e sólidos totais (ST) e a relação entre sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos totais (SST) como indicativo do potencial de degradação biológico, porém, vale ressaltar que os sólidos voláteis não possuem relação direta com a DBO ou mesmo com a DQO, sendo dessa forma uma relação não muito precisa para a indicação da biodegradabilidade.

De acordo com Jordão e Pessoa (2017), assim como os poluentes contidos nas águas residuárias são de natureza, química, física ou biológica, os processos de tratamento também são classificados dessa maneira. Os processos físicos-químicos de tratamento são aqueles em que os fenômenos predominantes são de origem física, química ou uma combinação dos dois (VON SPERLING, 2017).

Já os processos biológicos são aqueles que dependem da ação de microrganismos presentes no esgoto doméstico. No processo de tratamento biológico se busca reproduzir os fenômenos biológicos observados na natureza, de maneira controlada e em taxas mais elevadas, com a transformação de componentes complexos em compostos simples, como os sais minerais e o gás carbônico (METCALF; EDDY, 2016; JORDÃO; PESSÔA, 2017). O Quadro 8, que indica os sistemas de tratamento utilizados em diversos estudos.

**QUADRO 8 – RESUMO DOS TRABALHOS ABORDADOS NESSE ESTUDO COM ÊNFASE NO PROCESSO DE TRATAMENTO E NO EFLUENTE TRATADO**

<b>Autores</b>	<b>Ano</b>	<b>Processo</b>	<b>Efluente</b>
Baettker	2019	UASB	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Rietow	2018	UASB e arraste de amônia	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Baettker et al.	2017	UASB	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Dias	2017	Lodos ativados com e sem carvão ativado	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Ferraz et al.	2016	Lodos ativados	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Yuan et al.	2016	Reator de batelada sequencial	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Abou-Elala et al.	2015	UASB + Filtro aerado + decantador de placas inclinadas	Esgoto doméstico
Guidolini e Siman	2015	UASB + Lodos ativados	Lixiviado de aterro sanitário
Oliveira et al.	2015	UASB + FBP	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Ribeiro	2015	UASB + FBP	Esgoto doméstico
Silva e Leite	2015	UASB + FBP	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Campos	2014	Lodos ativados	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Ferraz et al.	2014	FAS	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Vieira	2013	UASB + FBP	Esgoto doméstico
Albuquerque	2012	Lodos ativados	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Santos e Jordão	2012	Lagoa facultativa + Lagoa de maturação e Lagoa aerada + Lagoa de sedimentação	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Almeida et al.	2011	UASB + FBP	Esgoto doméstico
Torres-Lozada	2010	UASB	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Torres et al.	2009	UASB	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Cirne et al.	2009	UASB	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Ramos et al.	2009	UASB	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Santos (a)	2009	UASB + FAS	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Bidone	2007	FAn + Wetland construída	Lixiviado de aterro sanitário
Fontana	2007	UASB + FAS com carvão granular antarcito	Esgoto doméstico
Fueyo et al.	2003	UASB	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Aisse et al.	2002	UASB + Lodos ativados de alta taxa	Esgoto doméstico
Aisse et al.	2002	RALF + FAD	Esgoto doméstico
Aisse et al.	2002	UASB + FBP	Esgoto doméstico
Cavalcanti et al.	2001	UASB + Lagoa de polimento	Esgoto doméstico
Nascimento	2001	UASB + FBP	Esgoto doméstico
Fachin et al.	2000	Lagoas de estabilização do tipo australiana	Esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário
Hoilijoki et al.	2000	UASB + Lodos ativados	Lixiviado de aterro sanitário
Machado	1997	UASB + FAn	Esgoto doméstico

NOTA: UASB – UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET; FBP – FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR; FAS – FILTRO AERADO SUBMERSO; FAn – FILTRO AERADO SUBMERSO; FAD – FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO; RALF – REATOR ANAERÓBIO DE LODO FLUIDIZADO.



### 2.4.1 Considerações sobre a microbiologia do tratamento de efluentes

O tratamento biológico de efluentes como finalidade reproduzir os fenômenos que são observados na natureza após um lançamento em um corpo receptor, porém com taxas elevadas em condições controladas (MCKINNEY, 1962). Nesse contexto, McKinney (1962) ainda afirma que o conhecimento da microbiologia é fundamental para os profissionais da área de tratamento de efluentes, sendo importante conhecer os principais organismos envolvidos e assim os sistemas possam ser projetados e operados com maior eficiência e menor custo.

#### 2.4.1.1 Função dos microrganismos

No tratamento biológico de efluentes os microrganismos são os responsáveis pelo processo de conversão de matéria orgânica em substâncias de estrutura molecular mais simples e com baixo conteúdo energético (MCKINNEY, 1962).

Em tratamentos aeróbios as bactérias e os protozoários são os principais organismos responsáveis pelo tratamento, sendo os rotíferos um ótimo indicador da boa eficiência de um sistema, já que sua presença está diretamente relacionada à presença de bactérias e de pequenas partículas de matéria orgânica, que são utilizadas como alimento (METCALF; EDDY, 2016). Já no tratamento anaeróbio existe um complexo consórcio de microrganismos responsáveis pelo processo, sendo destacadas as bactérias, principalmente as acidogênicas, e as arqueas metanogênicas (METCALF; EDDY, 2016).

Silva e Mara (1979) destacam as bactérias, os protozoários e os fungos como os principais microrganismos envolvidos no processo de tratamento. O Quadro 9 apresenta uma breve descrição desses organismos.

As bactérias são os principais responsáveis pelo tratamento biológico, dessa forma o seu entendimento é de fundamental importância. Segundo Branco (1986) as bactérias são organismos unicelulares procariontes, ou seja. Não possuem um núcleo definido, pertencendo ao reino monera. São encontradas isoladamente ou em colônia, podendo ser esféricas, espiraladas ou se apresentarem na forma de bastonetes. As bactérias também podem ser autotróficas, que produzem seu próprio alimento, por meio da síntese de gás carbônica, ou heterotrófica, obtendo sua energia pela matéria orgânica, sendo essas as mais importantes no tratamento de efluentes.

**QUADRO 9 – PRINCIPAIS MICRORGANISMOS ENVOLVIDOS NO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES**

<b>Microrganismo</b>	<b>Descrição</b>
<b>Bactérias</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Grupo de maior importância no tratamento de efluentes;</li> <li>-Organismos unicelulares;</li> <li>-Apresentam-se em várias formas e tamanhos;</li> <li>-Podem ser autotróficas ou heterotróficas;</li> <li>-São os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica;</li> <li>-Algumas bactérias são patogênicas, causando, principalmente, doenças intestinais.</li> </ul>
<b>Protozoários</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Organismos unicelulares sem parede celular;</li> <li>-A maioria é aeróbia ou facultativa;</li> <li>-Alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos, estimulando o crescimento bacteriano e produzindo um efluente mais clarificado;</li> <li>-São essenciais no tratamento biológico de efluentes para manutenção do equilíbrio entre os diversos grupos;</li> <li>-Alguns são patogênicos.</li> </ul>
<b>Fungos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Organismos multicelulares, não fotossintéticos, heterotróficos;</li> <li>-São aeróbios;</li> <li>-São de muita importância na decomposição de matéria orgânica;</li> <li>-Podem crescer em condições de baixo pH.</li> </ul>
<b>Algas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-São organismos autotróficos;</li> <li>-São muito importantes no tratamento de efluentes;</li> <li>-Podem causar eutrofização que acarretam problemas de gosto e cor.</li> </ul>
<b>Rotíferos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-São organismos multicelulares e aeróbios;</li> <li>-Utilizam os cílios para se movimentar e para capturar comida;</li> <li>-São eficientes no consumo de bactérias e partículas orgânicas, representando um indicador de alta eficiência no tratamento.</li> </ul>

FONTE: ADAPTADO DE MCKINNEY (1962); SILVA; MARA (1979); BUSATO (2004); METCALF; EDDY (2016).

#### 2.4.1.2 Metabolismo bacteriano

O metabolismo bacteriano, segundo McKinney (1962), pode se dar por meio da fotossíntese ou por meio da oxidação de compostos químicos, sendo diferenciadas as bactérias que tem a capacidade de produzir os próprios compostos químicos complexos, chamadas autotróficas, e as que não têm essa capacidade, denominadas heterotróficas, sendo essas as mais importantes no tratamento de efluentes.

As bactérias heterotróficas ainda podem ser classificadas em três grupos de acordo com sua relação com o oxigênio. As anaeróbias oxidam a matéria orgânica na total ausência de oxigênio, as aeróbias oxidam a matéria orgânica com o oxigênio livre presente no meio e as facultativas utilizam o oxigênio do meio, quando esse está presente, mas podem oxidar a matéria orgânica na ausência do oxigênio também (MCKINNEY, 1962).

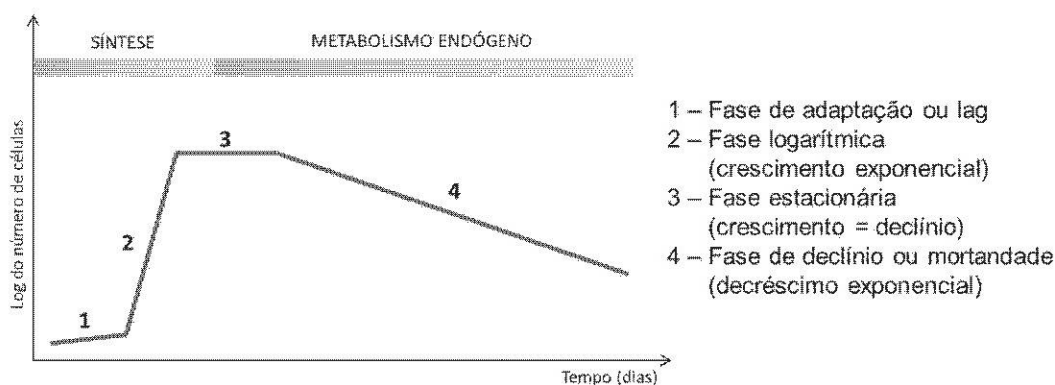


### 2.4.1.3 Crescimento bacteriano

Segundo Metcalf e Eddy (2016), a principal forma de reprodução das bactérias se dá por meio da fissão celular, ou seja, pela divisão da célula em duas após esta atingir um determinado tamanho. Os autores ainda dizem que o tempo necessário para a realização da fissão celular pode variar de 20 minutos até alguns dias, dependendo do organismo analisado.

Metcalf e Eddy (2016) ainda apresentam o que acontece em um reator biológico quando existe um excesso de nutrientes e substratos e uma pequena população de biomassa, conforme indicado na Figura 2.

FIGURA 2 – PERFIL DE CRESCIMENTO BACTERIANO



FONTE: ADAPTADO DE METCALF; EDDY (2016)

O consumo de substrato e o crescimento bacteriano podem ser divididos em quatro etapas distintas. A primeira, chamada de fase de adaptação ou lag, representa o período de aclimação das células às condições ambientais do meio. A segunda etapa representa a fase de crescimento exponencial, também chamada de fase logarítmica, sendo a etapa em que as células bacterianas se reproduzem na sua taxa máxima. A terceira fase, chamada de fase estacionária, representa a fase onde a quantidade de biomassa permanece relativamente constante no tempo, representando uma taxa de crescimento igual à taxa de mortandade. Já a quarta fase, chamada de fase de declínio ou mortandade, representa a fase em que o substrato já se apresenta escasso, não havendo mais o crescimento bacteriano (METCALF; EDDY, 2016).

É importante salientar que o processo descrito acima refere-se a uma população de bactérias utilizando um único substrato como fonte de energia, o que na prática não acontece nos reatores biológicos das estações de tratamento (VON SPERLING, 2017).

Também é importante ressaltar que vários fatores podem interferir no crescimento bacteriano, como a presença de nutrientes, a temperatura e o pH.



Metcalf e Eddy (2016) ressaltam a importância dos nutrientes para o adequado crescimento biológico, sendo a presença desses de fundamental importância para a estabilização da matéria orgânica, principalmente nitrogênio e fósforo. Além do nitrogênio e do fósforo, os autores, citam o enxofre, potássio, magnésio, cálcio, ferro, sódio e cloro como nutrientes principais e o zinco, manganês, molibdênio, selênio, cobalto, cobre e níquel como nutrientes de menor importância.

Segundo Nascimento (2001) no tratamento aeróbio é recomendado uma relação DBO:N:P de 100:5:1, e no tratamento anaeróbio, segundo Foresti (2002) a relação DQO:N:P deve estar entre 300 a 500:5:1 além de ser importante observar a relação DQO:S de 500:3. Nascimento (2001) e Libânio (2002) citam que a relação DQO:N:P para o tratamento anaeróbio deve ser de pelo menos 350:5:1 e também citam a importância dos demais nutrientes, como o enxofre, potássio, cálcio, ferro, sódio, cloro, zinco, manganês, molibdênio, selênio, cobalto, cobre, níquel, vanádio e tungstênio.

A temperatura tem papel fundamental no crescimento bacteriano pois age diretamente na velocidade das reações químicas que influem no metabolismo bacteriano (PELCZAR, 1996). Ainda segundo Pelczar (1996) a taxa ótima de crescimento bacteriano acontece dentro de uma faixa relativamente limitada, sendo que em temperaturas ótimas a taxa de crescimento dobra a cada aumento de 10°C na temperatura.

Metcalf e Eddy (2016) citam que a temperatura ótima para as atividades bacterianas se situa na faixa de 25 a 35°C, sendo que a digestão aeróbia e a nitrificação cassam em temperaturas próximas a 5°C. Já van Hamden e Lettinga (1994) citam que para a digestão anaeróbia a faixa de temperatura ótima fica entre 30 e 35°C, sendo a temperatura de 55°C o máximo absoluto.

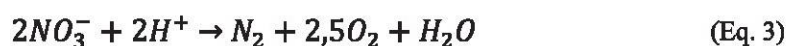
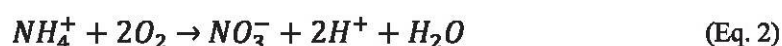
Pelczar (1996) afirma que os microrganismos estão adaptados a sobreviver em ambientes com diferentes valores de pH mas, para um crescimento adequado, o pH intracelular dos organismos deve permanecer próximo a 7,5, independente do pH do meio, dessa forma o pH ideal do meio, segundo Metcalf e Eddy (2016), deve ficar entre 6,5 e 7,5. Já van Hamden e Lettinga (1994) citam a faixa de pH de 6,3 a 7,8 para o adequado funcionamento de sistemas de tratamento anaeróbios.

#### 2.4.2 Tratamento biológico aeróbio

O tratamento aeróbio é o tratamento que necessita de oxigênio para a degradação (SILVA; LEITE, 2015). Esse tratamento se dá por processos onde a biomassa está aderida em

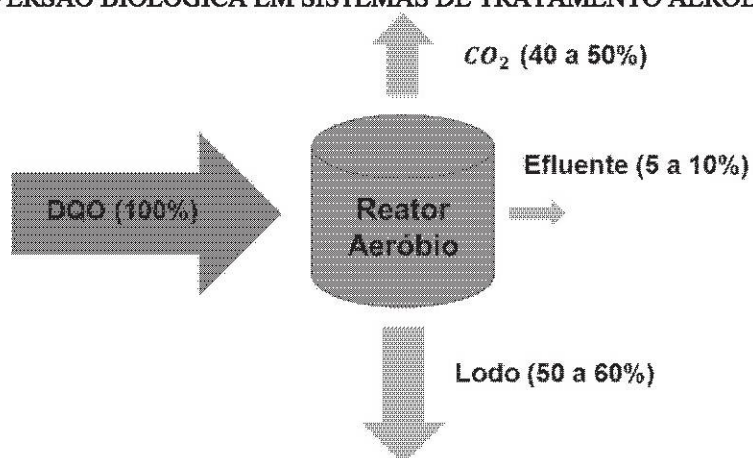
algum meio suporte ou por processos com a biomassa dispersa, ou não aderida (BIDONE, 2007), sendo necessária a aeração dos reatores, seja por misturadores, por difusores de ar ou mesmo por ventilação natural (METCALF; EDDY, 2016).

No processo aeróbio são três os processos mais comuns, sendo esses indicados pelas equações 1, 2 e 3. A equação 1 representa a degradação da matéria orgânica na presença de oxigênio, tendo como produto a formação de lodo e gás carbônico. Já as equações 2 e 3 apresentam os processos relacionados à degradação de compostos nitrogenados, chamados de nitrificação e desnitrificação (VON SPERLING, 2017).



No processo de tratamento biológico aeróbio é possível observar que cerca de 40 a 50% da matéria orgânica é convertida para  $CO_2$  (dióxido de carbono), sendo que o restante da matéria orgânica convertida é incorporada na biomassa microbiana, conforme mostra a Figura 3 (CHERNICHARO et al., 2001).

FIGURA 3 – CONVERSÃO BIOLÓGICA EM SISTEMAS DE TRATAMENTO AERÓBIO



FONTE: ADAPTADO DE CHERNICHARO et al. (2001)



Os tratamentos aeróbios mais comuns são os lodos ativados e as lagoas aeradas, sendo caracterizados, na maioria dos processos por uma elevada produção de lodo e grande eficiência na remoção de matéria orgânica e na remoção de sólidos, sendo, em alguns casos, alcançada a remoção de nitrogênio (BENTO et al. 2005).

Na codisposição de lixo de aterro sanitário com esgoto doméstico além dos lodos ativados e das lagoas aeradas pode ser observada a utilização de filtros aerados submersos e filtros biológicos percoladores como pós-tratamento de reatores anaeróbios (SANTOS; JORDÃO, 2012; CAMPOS, 2014; OLIVEIRA et al., 2015; FERRAZ et al., 2016; DIAS, 2017).

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado em todo mundo para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, produzindo um efluente com elevada qualidade (BENTO et al., 2005), porém possui alto índice de mecanização, o que acarreta uma operação sofisticada e alto consumo de energia elétrica, além disso o sistema de lodos ativados possui uma elevada produção de lodo (VON SPERLING et al., 2001).

Segundo van Haandel e Marais (1999)<sup>1</sup> apud Silva (2011), o sistema de lodos ativados surgiu em 1914 com os pesquisadores Arden e Lockett, quando esses constataram que a aeração de águas residuárias acarretava na remoção de matéria orgânica, com a formação de flocos. Bento et al. (2005) e Oliveira et al. (2009) afirmam que esse flocos são uma complexa associação de microrganismos compostas por bactérias, protozoários, fungos e micrometazoários que trabalham oxidando os compostos presentes no efluente.

O sistema funciona com um reator aerado e um decantador secundário. No reator aerado é onde acontecem as reações bioquímicas de tratamento da matéria orgânica e, em alguns casos, dos nutrientes. O líquido tratado, com elevado teor de sólidos, vai então para o decantador secundário onde ocorre a sedimentação. Parte dos sólidos sedimentados é recirculado para o reator aerado, para garantir a elevada eficiência do sistema (VON SPERLING et al., 2001).

No processo de lodos ativados, TDH o parâmetro de tempo de retenção celular ou idade do lodo, que representa a relação entre a quantidade de lodo no tanque de aeração e a quantidade de lodo removido por dia, é muito importante (DIAS, 2017).

Além do TDH e da idade do lodo a relação Alimento/Microrganismo (A/M) também é fundamental para o dimensionamento de sistemas de lodos ativados. Essa relação é definida

---

<sup>1</sup> VAN HANDEEL, A.; MARAIS, G. V. R. O comportamento do sistema de lodos ativados: teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande: Epigraf, 1999.



como a quantidade de alimento, representada pela DBO, fornecida por dia por unidade de biomassa do tanque de aeração, representada pelos sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (SSVTA) (SILVA, 2011; DIAS, 2017).

Altas relações A/M significam uma maior oferta de alimento do que a biomassa pode consumir, resultando em sobras no efluente final. Já baixas relações A/M significam oferta de substrato menor do que os microrganismos utilizam o que pode acarretar o consumo de praticamente toda a matéria orgânica presente (VON SPERLING et al., 2001).

O processo de lodos ativados pode ser diferenciado de acordo com o fluxo imposto e de acordo com a idade do lodo. A divisão pelo fluxo define se a alimentação é contínua ou se é feita em bateladas, já a classificação pela idade do lodo possui diversas sistemas, sendo o mais usual o sistema de lodos ativados convencional e de aeração prolongada.

As lagoas aeradas, também conhecidas como lagoas aeradas facultativas, funcionam com predominância aeróbia devido à introdução de ar por agitação mecânica, porém, diferentemente do que acontece com o sistema de lodos ativados, a aeração não é o suficiente para manter os sólidos em suspensão, dessa forma os sólidos sedimentam formando, no fundo, uma área que sofre o processo de degradação anaeróbia (VON SPERLING, 2017).

Segundo Bidone (2007) o sistema de lagoas aeradas difere do sistema de lodos ativados pela não recirculação de lodo e pela não presença de um sistema de decantação posterior a lagoa. A desvantagem do sistema, assim como do sistema de lodos ativados, está na mecanização o que acarreta custos energéticos. Von Sperling (2017) ainda cita que a introdução de oxigênio dissolvido nas lagoas faz com que a necessidade de área seja menor, devido ao menor TDH necessário, quando comparado com as lagoas sem aeração.

#### 2.4.3 Tratamento biológico anaeróbio

A partir dos anos 80 o tratamento anaeróbio de consolidou como uma tecnologia amplamente utilizada em todo mundo, principalmente devido aos estudos desenvolvidos por Lettinga. As características favoráveis de países tropicais fizeram com que essa tecnologia fosse amplamente aplicada na América latina, porém o seu uso não está restrito apenas a países tropicais (ALPHENAAR et al., 1993; KATO et al., 1994; STAZI; TOMEI, 2018).

De acordo com Lettinga (2001) e El-Mashad et al. (2006) a escolha da tecnologia anaeróbia de tratamento está muito condicionada as características do substrato a ser tratado, assim como a sua simplicidade operacional e técnica.

O tratamento anaeróbio se dá com a participação de microrganismos estritamente anaeróbios, ou seja, com ausência total de oxigênio (FERREIRA et al., 2001). Segundo Libânio (2002), diferentemente do que acontece na decomposição aeróbia, onde ocorre a oxidação da matéria orgânica, convertendo ela em água, gás carbônico e sais minerais, na decomposição anaeróbia os produtos são outros compostos orgânicos que ainda podem passar por oxidação posterior, como o metano, álcoois, sulfetos e amônia.

No processo anaeróbio, além do gás carbônico e metano, que pode até vir a ser utilizado na geração de energia, outros gases também são produzidos, em menor quantidade, o que pode acarretar problemas de maus odores devido, principalmente, ao gás sulfídrico (LEITÃO et al., 2006; HUERTE et al., 2018; XU et al., 2018).

Segundo Chernicharo (2016) a degradação anaeróbia pode ser definida como um sistema delicadamente balanceado, o que envolve processos metabólicos complexos, ocorrendo em etapas sequenciais, conforme representada de forma resumida na Figura 4.

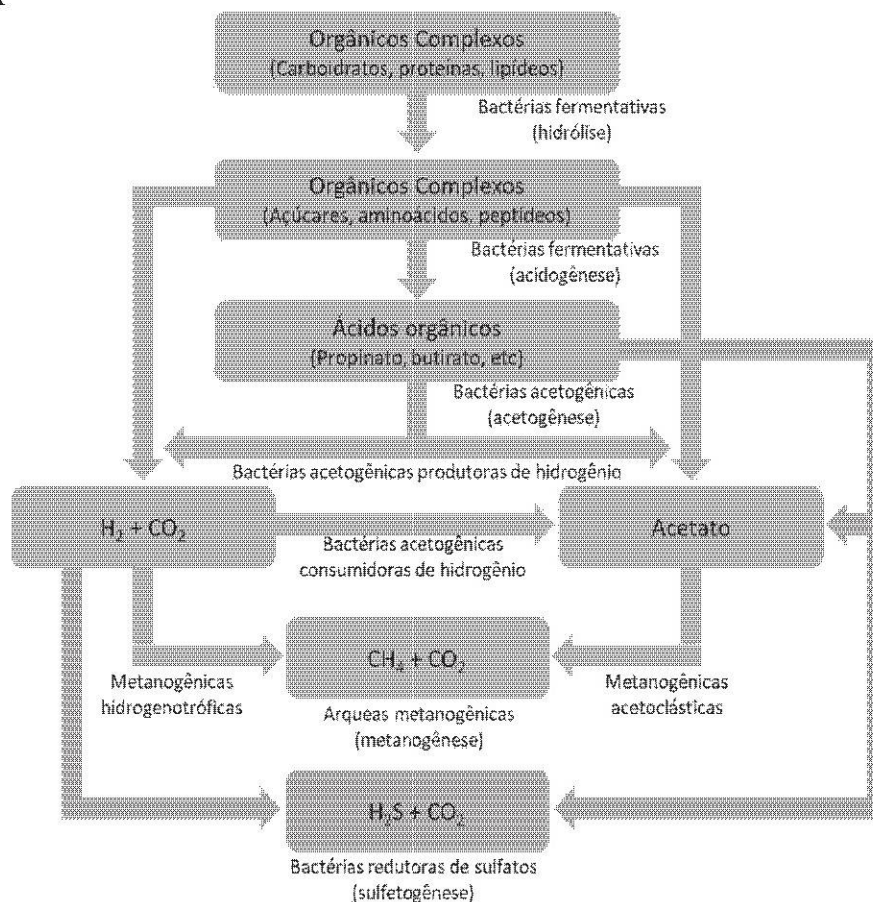
O processo de digestão depende do consórcio de pelo menos três grupos de microrganismos: as bactérias fermentativas ou acidogênicas; as bactérias sintróficas ou acetogênicas; e os microrganismos metanogênicos. Quando os efluentes que sofrerão o processo de degradação anaeróbia possuem sulfatos são acrescentadas rotas metabólicas intermediárias ao processo devido ao aparecimento das bactérias sulforedutoras (CHERNICHARO, 2016).

As bactérias fermentativas acidogênicas são as responsáveis pela hidrólise e fermentação dos compostos orgânicos complexos, como os carboidratos, lipídeos e proteínas, em compostos mais simples, principalmente os ácidos orgânicos, hidrogênio e gás carbônico. Os microrganismos sintróficos acetogênicos são os responsáveis pela conversão dos compostos orgânicos intermediários em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (HARPER; POHLAND, 1986).

Seguindo o processo de degradação o grupo das arqueas metanogênicas são as responsáveis pela produção do gás metano, possibilitando a remoção do carbono orgânico contido na fase líquida (HEYER; STEGMANN, 1998; GOMES, 2008).



FIGURA 4 – ROTAS METABÓLICAS E GRUPOS MICROBIANOS ENVOLVIDOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA



FONTE: ADAPTADO DE CHERNICHARO (2016)

As bactérias sulforedutoras, também denominadas de bactérias redutoras de sulfato, convertem os sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfuratados em sulfetos, sendo o produto final o sulfeto de hidrogênio. Nesse processo o grupo das bactérias sulforedutoras pode utilizar uma vasta gama de substratos em seu metabolismo, incluindo o acetato e o hidrogênio, o que torna esse grupo competidor com as bactérias fermentativas, acetogênicas e com as arqueas metanogênicas. Em termos de remoção de DQO da fase líquida a sulfetogênese leva a produção de gás sulfídrico o que pode acarretar problemas de corrosão e de emissão de maus odores (CHERNICHARO, 2016).

Vários são os fatores ambientais que devem ser observados na operação de um sistema anaeróbio para não ocorrer à inibição do processo metabólico dos organismos envolvidos. Segundo Libânio (2002) dentre esses fatores, os principais a serem observados são a temperatura, o pH, a alcalinidade, o fornecimento de nutrientes e a presença de substâncias ou compostos inibidores.



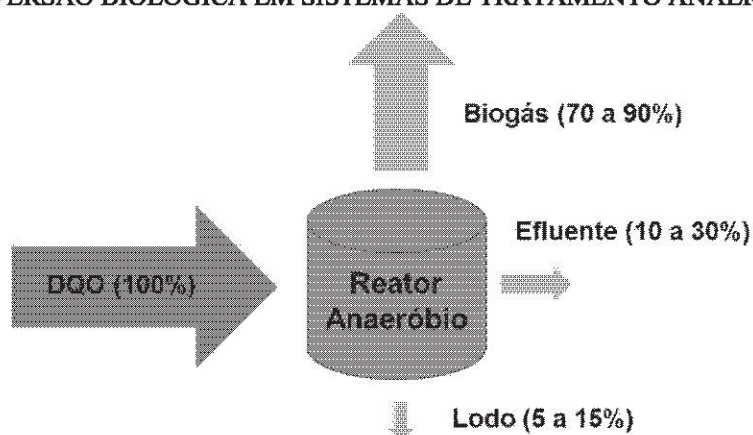
A temperatura é responsável por regular a capacidade de degradação dos organismos e, como esses não possuem a capacidade de regular sua temperatura interna, a degradação anaeróbia será favorecida em ambientes com a temperatura variando entre 30 e 35° C, por ser essa faixa de temperatura a ideal para a atividade metanogênica, que é a etapa limitante do processo (MAHMOUD et al., 2004).

O pH, a alcalinidade e a concentração de AGV, estão relacionados ao equilíbrio das características entre ácidos e bases dentro dos reatores, funcionando como um parâmetro de controle do processo, garantindo a capacidade de tamponamento do sistema e dessa forma evitar uma possível acidificação (LEITÃO et al., 2006).

Algumas substâncias podem causar um efeito tóxico aos organismos anaeróbios o que vem a acarretar uma inibição do processo de degradação. As principais substâncias inibidoras dentro do tratamento de efluentes são a amônia, tanto na forma livre como na forma ionizada, metais pesados, sulfetos e toxinas orgânicas e inorgânicas (LIBÂNIO, 2002; LEITÃO et al., 2006).

Os processos anaeróbios, quando comparados aos aeróbios, possuem uma eficiência de remoção de matéria reduzida, além de não possuírem eficiência na remoção de nitrogênio. Porém, os sistemas anaeróbios, possuem grande robustez a ação de toxicidade, baixo custo e facilidade operacional, além de um grande potencial de aproveitamento energético, devido a produção de metano (FORESTI, 2002). Segundo Chernicharo et al. (2001), na conversão biológica anaeróbia a maior parte da matéria orgânica é convertida em biogás, cerca de 70 a 90%, sendo o restante da matéria orgânica que é convertida incorporada no lodo. A Figura 5 mostra a conversão biológica anaeróbia.

FIGURA 5 – CONVERSÃO BIOLÓGICA EM SISTEMAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIO



FONTE: ADAPTADO DE CHERNICHARO et al. (2001)

Os filtros anaeróbios, as lagoas anaeróbias e os reatores do tipo UASB são processos de tratamento anaeróbios muito utilizados, sendo que, segundo Foresti (2002), os avanços na área do tratamento anaeróbio se devem a popularização dos reatores UASB a partir da década de 90.

Os filtros anaeróbios vêm sendo utilizados para o tratamento de efluentes desde a década de 1950, porém no Brasil sua popularização aconteceu em 1992 com a publicação da NBR 7229 de 1993, que define pós-tratamentos para os efluentes de fossas sépticas (BIDONE, 2007).

Segundo Gonçalves et al. (2001), a busca por melhores materiais de enchimento, melhoras nas características construtivas e aspectos referentes à remoção de lodo são os focos das pesquisas sobre os filtros anaeróbios. Os filtros anaeróbios são reatores com fluxo através do lodo ativo com biomassa aderida no leito fixo, sendo a biomassa composta por microrganismos que são os responsáveis pela degradação. Ainda segundo os mesmos autores os filtros anaeróbios resistem bem às variações do afluente, conferindo boa estabilidade para o efluente, com pouco desprendimento de biomassa, além disso, tem construção e operação simples e não necessitam de inóculo para a partida.

Ferreira et al. (2001) apontam as lagoas de estabilização como sistema que são amplamente utilizados no Brasil com resultados satisfatórios na qualidade do efluente. Segundo Cavalcanti et al. (2001), um processo simples porém necessita de grandes áreas e pode gerar maus odores. As algas produzem oxigênio pela fotossíntese e esse oxigênio é consumido pelos microrganismos aeróbios para a oxidação da matéria orgânica, ao mesmo tempo na parte anaeróbia da lagoa os microrganismos transformam a matéria orgânica em biogás.

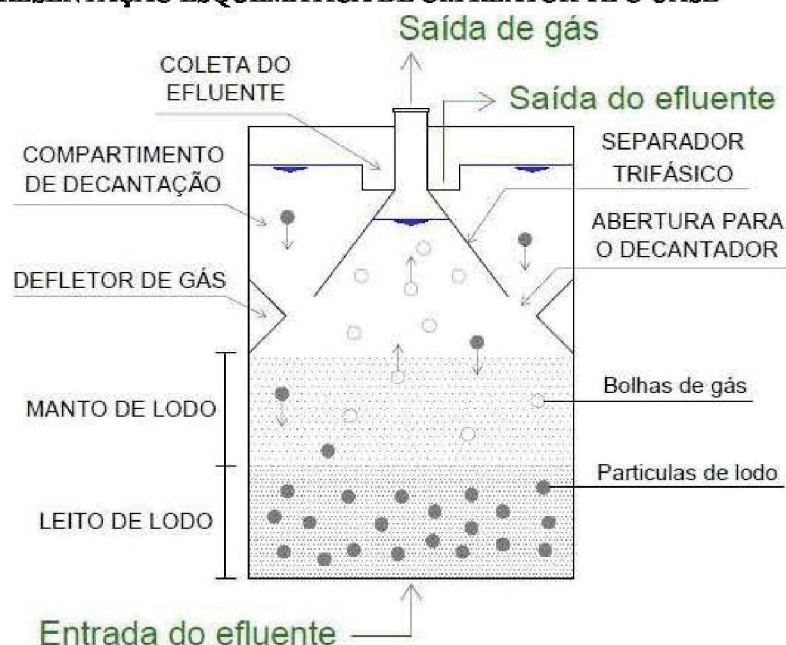
Os reatores anaeróbios do tipo UASB vêm sendo amplamente utilizados no tratamento de efluentes devido a sua facilidade operacional e baixo consumo de energia elétrica. Segundo Jordão e Pessoa (2017) o aperfeiçoamento dessa tecnologia aconteceu na década de 1970 na Holanda, sendo indicada por Lettinga (2005) como sendo uma alternativa sustentável de tratamento, pois os reatores têm como subprodutos do tratamento materiais que podem ser reaproveitados pela sociedade, como, por exemplo, o lodo excedente do sistema que pode ser reaproveitado na agricultura e o biogás como sendo fonte de energia.

No Brasil sua popularização aconteceu principalmente no Paraná, sendo a SANEPAR a responsável pela administração de cerca de 230 estações de tratamento que utilizam essa tecnologia (SANEPAR, 2007). É comum em alguns lugares a utilização de outros nomes para



o UASB como, por exemplo, RALF (Reator Anaeróbico de Lodo Fluidizado) ou RAFA (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente) (CAMPOS, 2000; CUNHA et al., 2017). A Figura 6 apresenta um desenho esquemático do funcionamento de um reator UASB.

FIGURA 6 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM REATOR TIPO UASB



FONTE: ADAPTADO CHERNICHARO (2016)

Após o esgoto passar pelo tratamento preliminar é conduzido até o reator UASB que possui fluxo ascendente. Ali, o esgoto é distribuído uniformemente dentro do reator de modo que atravessasse uma camada com elevada concentração de sólidos e microrganismos, chamada de manto de lodo. No manto de lodo parte da matéria orgânica presente no esgoto fica aderida e passa pelo processo de degradação e estabilização por meio da atividade microbiológica. Sendo a matéria orgânica transformada em produtos mais estáveis como água, biogás e lodo (CAMPOS, 2000).

Nessa etapa, segundo Kato et al. (2001), podem aparecer alguns problemas no UASB se o efluente não for bem distribuído, como, por exemplo, caminhos preferências e zonas mortas.

A formação de biogás na manta de lodo pode acarretar o arraste de partículas sólidas, tornando-se necessária a instalação de um compartimento que separe a fase gasosa, da fase líquida e da fase sólida, chamada de separador trifásico. No separador trifásico a parcela sólida retorna à manta de lodo, o biogás é coletado e posteriormente destruído em queimadores ou, em alguns casos, aproveitado para fins energéticos. Já o efluente tratado é



conduzido até uma canaleta, sendo então destinada para a etapa complementar do tratamento, se houver, ou para o corpo receptor (LETTINGA, 2005; CHERNICHARO, 2016). O Quadro 10 apresenta as principais vantagens e desvantagens do uso de reatores do tipo UASB.

**QUADRO 10 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DO USO DE REATORES UASB**

<b>VANTAGENS</b>	<b>DESVANTAGENS</b>
Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios.	Os microrganismos são susceptíveis a inibição por um grande número de compostos, podendo comprometer a eficiência ou suspender as atividades da planta.
Redução do consumo de energia, usualmente associada a uma elevatória de chegada.	A partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semeadura adaptado.
Necessita de uma área muito menor que a utilizada para a implantação de sistemas aeróbios.	Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária.
Baixos custos de implantação, quando comparado aos sistemas aeróbios.	A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e precisam ser mais estudadas.
Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico e com potencial de reaproveitamento.	Dificuldade de controlar maus odores.
Possibilidade de preservação da biomassa em alimentação do reator, por aproximadamente 8 meses.	Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável (cor e turbidez).
Tolerância a elevada carga orgânica e baixo consumo de nutrientes.	Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.
Aplicabilidade em pequena ou grande escala.	Processo depende da temperatura do lodo.

FONTE: CAMPOS (2000); CHERNICHARO (2016).

Os estudos mais recentes de reatores do tipo UASB se concentram na otimização do processo, com uma menor produção de lodo e maior produção de metano visando, principalmente, a produção energética (MATA-ALVAREZ et al., 2014; STAZI; TOMEI, 2018; XU et al., 2018).

## **2.5 APLICAÇÃO DE UASB PARA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO**

Assim como em outros tipos de tratamento anaeróbio, as eficiências do reator UASB são limitadas. Apesar de alcançar valores de até 70% para a remoção de matéria orgânica na forma de DQO e 80% de remoção de sólidos totais (ST) (MIKI, 2010), esses valores não são suficientes para atingir os padrões de lançamento impostos pela resolução 357/2005 e 430/2011 do CONAMA. Vários estudos já foram realizados para a avaliação do tratamento

combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, sendo alguns deles relacionados no Quadro 11.

QUADRO 11 – EFICIÊNCIAS DE REATORES DO TIPO UASB NA CODISPOSIÇÃO

Estudo	Descrição	% de lixiviado	Eficiências
Baettker et al. (2017)	A pesquisa foi desenvolvida em duas partes, uma em escala de bancada e uma em escala piloto. Nas duas etapas o reator UASB utilizado teve TDH de 8 horas e foram estudadas as eficiências em três etapas: Tratando apenas esgoto doméstico; tratando esgoto e lixiviado na proporção de 2% e; tratando esgoto e lixiviado na proporção de 5%. Foi concluído que a adição de lixiviado de aterro sanitário de proporções volumétrica de 2% e 5% não alterou significativamente a eficiência do reator UASB.	0	<b>Bancada</b> DQO – 75% <b>Piloto</b> DQO – 55%
		2	<b>Bancada</b> DQO – 48% <b>Piloto</b> DQO – 58%
		5	<b>Bancada</b> DQO – 56% <b>Piloto</b> DQO – 51%
Torres-Lozada (2010)	Foram utilizados três reatores do tipo UASB em escala de bancada com volume de 6 L cada, em ambiente com temperatura de aproximadamente 27°C. o Reator 1 operou apenas com esgoto, o reator 2 operou com esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário na proporção de 5% e o reator 3 operou com esgoto e lixiviado na proporção de 10%. Na estratégia de partida dos reatores foi definido o TDH ótimo para cada um dos reatores ficando definido o TDH de 8 horas para os reatores 1 e 2 e 10 horas para o reator 3.	0	DQO – 66% SST – 90%
		5	DQO – 73% SST – 84%
		10	DQO – 61% SST – 61%
Torres et al. (2009)	Foram utilizados 2 reatores UASB, em escala de bancada, com volume de 6 litros cada. O primeiro reator trabalhou apenas com esgoto doméstico e o segundo reator operou com esgoto e lixiviado de aterro sanitário na proporção volumétrica de 5%, sendo os reatores mantidos na temperatura de 27°C. O TDH adotado foi 24 horas no período de partida e de 8 horas na operação. Foram monitorados os parâmetros: pH, DQO, DBO, SST, NTK, nitrogênio amoniacal e nitrato.	0	DBO – 72% DQO – 70% NH <sub>3</sub> – 9%
		5	DBO – 77% DQO – 75% NH <sub>3</sub> – 33%
Cirne et al. (2009)	O reator UASB utilizado nessa pesquisa trabalhou tratando esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário na proporção de 1%. O TDH utilizado foi de 12 horas, sendo o volume do reator de 39,2 L, a sua altura de 1,20 m e seu diâmetro de 0,20 m. A vazão aplicada foi de 130 L.d <sup>-1</sup> e a COV do reator foi de 2 gDQO.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> .	1	DBO – 44,4% DQO – 64,2% SST – 93,4%
Ramos et al. (2009)	O estudo foi realizado com um reator do tipo UASB trabalhando com esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário na proporção volumétrica de 10%. O reator foi construído em PVC com altura de 2,35 m, diâmetro de 150 mm e volume útil de 41,5 L. O experimento foi conduzido com TDH do UASB de 12 horas, vazão aplicada de 83 L.d <sup>-1</sup> e COV de 2,1 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> .	10	DQO – 49,3% SST – 66% SSV – 66%



## 2.6 PÓS-TRATAMENTO DE UASB USADO PARA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO

Os reatores anaeróbios vêm sendo cada vez mais utilizado devido as suas facilidades operacionais e vantagens econômicas, porém suas limitações intrínsecas fazem com que seja necessária uma complementação do tratamento (MIKI, 2010). Dessa forma os processos aeróbios se apresentam como uma alternativa eficiente para essa complementação do tratamento (VICTORIA, 2006).

Várias são as possibilidades de pós-tratamento de efluentes que passaram por reator UASB, como, por exemplo, lodos ativados, flotação, filtro biológico percolador e filtro aerados submersos, sendo importante levar em consideração que o pós-tratamento deve ser escolhido de acordo com o nível de tratamento que se pretende alcançar, como, por exemplo, se será necessária à remoção de nutrientes ou desinfecção, além da remoção de outros poluentes específicos (FORESTI, 2002; AISSE et al., 2002; SANTOS, 2009a; OLIVEIRA et al., 2015). O Quadro 12 apresenta um resumo das eficiências alcançadas em pesquisas realizadas com reator UASB seguido de pós-tratamento no tratamento de esgoto doméstico.

**QUADRO 12 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+PÓS-TRATAMENTO PARA ESGOTO DOMÉSTICO**

<b>Estudo</b>	<b>Descrição</b>	<b>Eficiências</b>
Abou-Elala et al. (2015)	Os autores realizaram os estudos tratando esgoto doméstico em um sistema composto por reator anaeróbio do tipo UASB seguido por um filtro aerado e um decantador de placas inclinadas. O meio suporte do filtro foi composto de material não-tecido de poliéster. O reator UASB possuía uma altura de 1,91 m e suas dimensões eram de 1,14 m por 1,02 m. O filtro aerado possuía altura de 1,30 m e dimensões de 0,93 m por 0,78 m. Já o decantador de placas possuía dimensões de 0,60 m por 0,60 m e altura de 1,50 m. O sistema foi submetido a duas vazões que definiram as duas etapas da pesquisa. Na primeira etapa o sistema operou com uma vazão de $7 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e na segunda etapa a vazão foi de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . O TDH do UASB foi de 6 horas para a primeira etapa e de 4 horas na segunda etapa enquanto o TDH do filtro foi de 3,12 horas e 2,13 horas para a primeira e segunda etapas, respectivamente. O TDH do decantador foi de 1,49 horas e 1,04 horas para cada uma das etapas. A COV aplicada na primeira etapa foi de $1,54 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ para o UASB e $0,90 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ para o filtro, já na segunda etapa os valores foram de $2,07 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ para o UASB e $1,56 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ para o filtro.	<b>1ª etapa</b> DQO – 90% DBO – 92% SST – 95% <b>2ª etapa</b> DQO – 89% DBO – 91% SST – 89%

CONTUNUA...



QUADRO 12 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+PÓS-TRATAMENTO PARA ESGOTO DOMÉSTICO (CONTINUAÇÃO)

Estudo	Descrição	Eficiências
Fontana (2007)	O autor realizou sua pesquisa com a utilização de um reator UASB seguido de dois filtros aerados submersos com recheio composto de carvão granular antracito, com massa específica de $1,68 \text{ g.cm}^{-3}$ e porosidade de 38,75%. O reator anaeróbio do tipo UASB utilizado possui volume total de $20 \text{ m}^3$ sendo seu volume útil de $18,8 \text{ m}^3$ , altura útil de 4,7 metros e área da base de $4,0 \text{ m}^2$ . Os filtros aerados submersos foram construídos em PVC e possui o volume útil de 47,2 L, diâmetro de 20 cm e altura total de 1,69 m. O sistema foi operado por 200 dias sendo o TDH do primeiro filtro de 5 horas e o TDH do segundo filtro de 7,5 horas. Os filtros foram alimentados com o auxílio de duas bombas dosadoras com inversor de frequência.	<b>Filtro 1</b> DQO – 64% DBO – 46% $\text{NH}_3$ – 90% <b>Filtro 2</b> DQO – 66% DBO – 95% $\text{NH}_3$ – 83%
Aisse et al. (2002)	O estudo foi conduzido com a operação de um sistema UASB seguido por lodos ativados de alta taxa trabalhando com esgoto doméstico. Foram aplicados dois TDH nos lodos ativados: 3 horas na Fase I e 4 horas na Fase II. A relação A/M foi de 6,4 e $4,0 \text{ kg.kgSSV}^{-1}$ , na Fase I e Fase II, respectivamente. O UASB trabalhou com TDH de 8,7 horas na Fase I e 6,5 horas na Fase II, sendo as vazões aplicadas no sistema de 231 e $309 \text{ L.h}^{-1}$ nas duas fases.	<b>Fase I</b> DQO – 88% SST – 89% <b>Fase II</b> DQO – 75% SST – 77%
Aisse et al. (2002)	Nesse estudo foi realizado o monitoramento da ETE Cambuí, localizada no município de Campo Largo – PR. A estação opera com o sistema RALF seguido por FAD, com vazão de $360 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ , sendo operada pela SANEPAR. O flotor operou com taxa de escoamento superficial de $180 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , com velocidade ascensional de $13 \text{ cm.min}^{-1}$ e TDH de 30 minutos, sendo empregado cloreto férrico como coagulante na dosagem de $65 \text{ mg.L}^{-1}$ .	DBO – 87% DQO – 91% SST – 83%
Cavalcanti et al. (2001)	A pesquisa foi realizada no âmbito do PROSAB, com a operação de um reator do tipo UASB seguido por lagoa de polimento com fluxo contínuo. Foram estudadas quatro lagoas com alturas diferentes (0,65 m, 1,65 m, 2,00 m e 3,00 m). A Lagoa 1 apresentou área superficial de $50 \text{ m}^2$ e volume de $32,5 \text{ m}^3$ , a Lagoa 2 área superficial de $3 \text{ m}^2$ e volume de $5 \text{ m}^3$ . A Lagoa 3 tinha $3 \text{ m}^2$ e $6 \text{ m}^3$ de área superficial e volume, respectivamente, e a Lagoa 4 apresentou área de $3 \text{ m}^2$ e volume de $9 \text{ m}^3$ . Durante o experimento a temperatura ambiente variou entre 25 e $26^\circ\text{C}$ . Os resultados observados foram mais satisfatórios nas lagoas mais rasas, sendo apresentados os valores aproximados de eficiência das lagoas mais profundas como parâmetro de valores mínimos de eficiência, para um TDH de 20 dias.	DBO – >75% DQO – >75% SST – >80%
Machado (1997)	O estudo desenvolvido se constituiu de oito fases de análises, com variações das cargas aplicadas, de um sistema UASB seguido de filtro anaeróbio, tratando esgoto doméstico. O reator UASB utilizado possuía volume de 416 L e altura de 4,5 m, sendo construído de material acrílico com resina de poliéster reforçado com fibra de vidro. O estudo comparou a eficiência de dois tipos de filtros anaeróbios, um de fluxo ascendente e outro de fluxo descendente, ambos recheados com escória de alto forno, com área superficial de aproximadamente $100 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ . O filtro com fluxo ascendente trabalhou afogado enquanto o filtro com fluxo descendente não estava afogado. Os filtros possuíam 1,5 m de altura e 300 mm de diâmetro interno. O TDH aplicado no UASB variou de 4 a 6 horas e nos filtros variou de 1 hora a 24 horas. As cargas hidráulicas volumétricas aplicadas nos filtros anaeróbios variaram de 1 a $24 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ . O experimento teve duração de 339 dias.	<b>Ascendente</b> DBO – 75-93% DQO – 83-91% <b>Descendente</b> DBO – 78-96% DQO – 81-92%

Quando se avalia apenas o tratamento e pós-tratamento do lixiviado de aterro sanitário a utilização de reatores anaeróbios do tipo UASB seguido de pós-tratamento também vem sendo empregada e estudada.

Guidolini e Siman (2015) estudaram um sistema composto por um reator anaeróbio do tipo UASB seguido com um sistema de lodos ativados (tanque de aeração e decantador). O lixiviado utilizado no estudo foi proveniente das células novas de um aterro sanitário, caracterizando um lixiviado biodegradável com relação DBO/DQO de 0,55. A DQO média do lixiviado foi de  $31.480 \text{ mg.L}^{-1}$ , a DBO foi de  $17.228 \text{ mg.L}^{-1}$  e os sólidos totais foram de  $32.190,10 \text{ mg.L}^{-1}$ . O TDH do sistema foi de 30 horas operando com a recirculação do efluente do decantador de volta para o reator UASB. O UASB possuía altura útil de 3,62 m, diâmetro de 52 cm e volume útil de  $0,77 \text{ m}^3$ . O tanque de aeração possuía altura útil de 3,83 m, diâmetro de 35 cm e volume útil de  $0,36 \text{ m}^3$ . Já o decantador possuía altura de 2,5 m, diâmetro de 1 m e volume útil de  $2,2 \text{ m}^3$ . O UASB e o tanque de aeração foram construídos em fibra de vidro, já o decantador utilizado foi construído em aço carbono. A aeração do sistema foi realizada com a utilização de um difusor de bolhas e foi realizada a recirculação de parcela do lodo do decantador para o tanque de aeração. As eficiências alcançadas para a remoção de DQO do sistema foram de 60% e para a remoção de nitrogênio amoniacal a remoção foi de 30%.

Hoilijoki et al. (2000) estudaram o tratamento de lixiviado com reator UASB seguido de pós-tratamento aeróbio por processo de lodos ativados. Foram utilizados dois tanques de aeração no estudo, ambos em escala de bancada, sendo um funcionando sem a adição de mídias plásticas no reator e outro com a adição dessas mídias. O estudo foi conduzido em ambiente com temperatura controlada com temperatura de  $10^\circ\text{C}$  durante 149 dias,  $7^\circ\text{C}$  por 21 dias e  $5^\circ\text{C}$  por 16 dias, totalizando 186 dias de operação. O lixiviado pré-tratado possuía DQO média de  $556 \text{ mg.L}^{-1}$  (desvio padrão de  $191 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e DBO média de  $62 \text{ mg.L}^{-1}$  (desvio padrão de  $49 \text{ mg.L}^{-1}$ ). O TDH utilizado nos reatores aeróbios foi de aproximadamente três dias. As eficiências da remoção de matéria orgânica não tiveram muita variação com as temperaturas sendo obtidos valores muito próximos nos dois reatores. A remoção de DBO foi sempre superior a 88% enquanto a remoção de DQO variou entre 25 e 55%. Foi alcançada a nitrificação completa nos dois reatores aeróbios na temperatura de  $10^\circ\text{C}$ , já para a temperatura de  $7^\circ\text{C}$  a nitrificação alcançada foi de 93% nos dois reatores e com a temperatura de  $5^\circ\text{C}$  a nitrificação alcançada foi de 61% no reator sem mídias plástica e de 100% no reator com as mídias plásticas. Os autores concluíram com o estudo que a nitrificação de lixiviado pré-tratado por processo anaeróbio é possível em sistemas de lodos ativados com temperaturas variando entre  $5^\circ\text{C}$  e  $10^\circ\text{C}$ .



Além do tratamento por lodos ativados, Renou et al. (2008) ainda citam outros possíveis tratamentos biológicos para o lixiviado de aterro sanitário, como, por exemplo, as lagoas aeradas, os sistemas de leito móvel (MBBR – *Moving-bed biofilm reactor*), os filtros anaeróbios e os filtros biológicos percoladores.

## 2.7 FILTROS BIOLÓGICOS

Os Filtros Biológicos (FB) são processos de tratamento com biomassa aderida onde a biomassa, responsável pelo tratamento, cresce em um meio suporte fixo, sendo necessária a remoção do excesso de lodo quando ocorre o desprendimento da biomassa. Nos FB o processo de tratamento fica limitado pelo processo de difusão, sendo então a eficiência do tratamento, dependente das taxas de difusão ao longo da espessura do biofilme formado (METCALFE; EDDY, 2016).

Ainda segundo Metcalf & Eddy (2016) os processos com biomassa aderida podem ser divididos em processos aeróbios e anaeróbios, sendo que os processos aeróbios ainda podem ser divididos em submersos e não submersos.

### 2.7.1 Filtros Biológicos Aeróbios

Dentre os FB aeróbios mais comuns podem ser citados os Filtros Aerados Submersos (FBAS) e os Filtros Biológicos Percoladores (FBP), sendo os FBP mais detalhados a seguir.

Segundo Victoria (2006), os FBP foram os primeiros reatores de filme fixo utilizado em larga escala para o tratamento de águas residuárias. Santos (2005) cita que os primeiros filtros biológicos surgiram na Inglaterra por volta do final do século XIX, chegando ao Brasil apenas em 1910 com a construção da ETE Paquetá, no Rio de Janeiro.

Inicialmente a tecnologia constituía-se de tanques de retenção com areia e pedregulhos em que o esgoto era mantido em contato por algumas horas, esvaziado e ficava em repouso pelo mesmo período de tempo que ficou com esgoto (SANTOS, 2005). Jordão e Pessoa (2017) afirmam que a capacidade de tratamento desses filtros era muito limitada devido à rápida colmatação e a operação descontínua.

A tecnologia foi sendo aprimorada com o passar dos anos, com a aplicação de meios suportes com granulometria maior, como, por exemplo, pedra britada, escória de alto forno e materiais sintéticos de plástico (SANTOS, 2005).

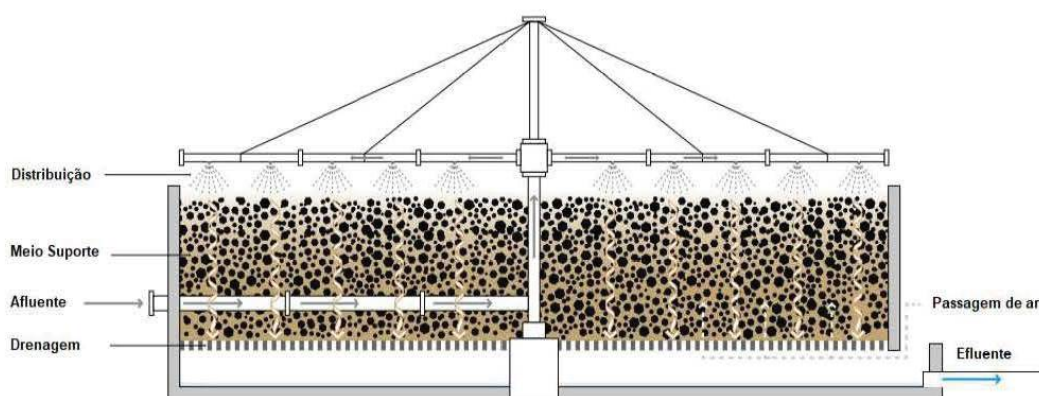


Os FBP se apresentam como uma tecnologia com custos reduzidos, flexível e com pouca necessidade de área, dependendo da área superficial do meio suporte empregado (MATTHEWS et al., 2009; ABOU-ELELA et al., 2015). Aliado a isso, a tecnologia de filtração biológica ainda possui operação e instalação simplificada (SANTOS, 2005).

Os FBP representam um processo de tratamento no qual a aeração ocorre devido à ventilação natural. Além disso, o processo funciona com biomassa fixa, ou seja, a biomassa fica aderida no meio suporte (ZHANG et al., 2016).

Victória (2006) e Gonçalves et al. (2001) definem um FBP como um tanque preenchido com material inerte de grande granulometria sobre o qual o efluente é aplicado de forma uniforme, e que percola em direção ao fundo do filtro, em direção ao sistema de drenagem. A percolação do efluente permite que o biofilme cresça na superfície do material filtrante segundo os processos de crescimento bacterianos. A Figura 7 apresenta um esquema de um filtro biológico percolador.

FIGURA 7 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR



FONTE: ADAPTADO DE TILLEY et al. (2014)

Segundo Vieira (2013), os principais componentes de um filtro biológico percolador são o dispositivo de distribuição, o meio de suporte, o sistema de drenagem e os dispositivos de ventilação.

De acordo com Jordão e Pessoa (2017), a distribuição do efluente nos filtros biológicos pode ocorrer por dispositivos fixos ou móveis, sendo que os dispositivos fixos não garantem uma distribuição uniforme por todo o leito filtrante. Nascimento (2001) diz que a utilização de um sistema de distribuição rotativo garante uma distribuição mais uniforme por todo o filtro e dessa forma o biofilme produzido possui melhores características.

Segundo Nascimento (2001), o sistema de drenagem deve garantir as condições de escoamento do efluente percolado pelo meio filtrante e também deve permitir a ventilação do filtro. O sistema de drenagem é geralmente constituído por uma laje perfurada ou por grelhas e por um conjunto de tubulações localizado na parte inferior do filtro. A laje ou as grelhas devem suportar o peso do meio de suporte e garantir a ventilação, sendo importante garantir também que pedaços de biofilme, que porventura se desprendam, não fiquem retidos (VIEIRA, 2013).

Victoria (2006) também cita que a aeração é fundamental para o adequado funcionamento do filtro, sendo responsável por garantir as características aeróbias do reator. Os problemas relacionados à baixa ventilação dos filtros é uma das causas de aparecimento de maus odores nesse tipo de tratamento.

O meio suporte do filtro, também chamado de recheio ou de meio filtrante, funciona como um suporte para a formação e crescimento do biofilme, sendo fundamental que a ventilação e a área de contato com o substrato sejam adequadas (VIEIRA, 2013). Segundo Victoria (2006), o recheio dos filtros podem ser constituídos de diversos materiais como, por exemplo, as pedras e ou materiais plásticos. Nascimento (2001) ressalta a importância do peso desses materiais devido às questões estruturais dos filtros. Destaca-se ainda que os meios suportes plásticos podem ser estruturados ou randômicos. Os detalhes e características dos meios susportes para filtros biológicos estão apresentados no item 2.7.3, desta revisão.

Segundo Santos (2005), os principais parâmetros de dimensionamento de FBP são a Taxa de Aplicação Superficial (TAS) e a Carga Orgânica Volumétrica (COV). Ainda segundo o autor a TAS é a relação da vazão aplicada com a área da seção superficial do filtro, já a COV relaciona a carga orgânica aplicada com o volume total do meio suporte, sendo expressa em termos de  $\text{kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ .

Os filtros biológicos podem ser classificados de acordo com a TAS ou da COV aplicada, podendo ser de baixa taxa, alta taxa, taxa super alta e grosseira (RUGGERI JUNIOR, 2011), sendo que os de taxa super alta e os grosseiros não apresentam muita aplicação devido ao desenvolvimento dos reatores UASB (SANTOS, 2005). Segundo Metcalf & Eddy (2016) os filtros mais usuais são os de baixa e alta taxa. As principais características dos FBP de alta e baixa taxa são apresentadas no Quadro 13.



QUADRO 13 – CARACTERÍSTICAS TÍPICAS DOS DIFERENTES TIPOS DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES

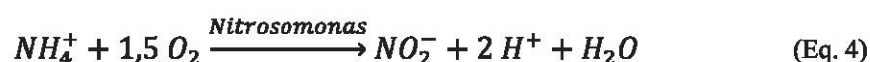
Condição operacional	Unidade	Baixa taxa	Alta taxa	
Meio suporte	-	Brita	Brita	Plástico
TAH	m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	1,00 a 5,00	4,00 a 50,00	10,00 a 75,00
COV	kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	0,08 a 0,40	0,40 a 1,80	0,50 a 3,00
Altura útil	m	1,00 a 3,00	1,00 a 3,00	3,00 a 12,00
Taxa de recirculação	%	0 a 100	100 a 200	100 a 200
Frequência de recirculação	-	Mínima	Sempre	Sempre
Remoção de DBO	%	80 a 90	50 a 90	60 a 90
Nitrificação	-	Ocorre	Não ocorre	Não ocorre

FONTE: ADAPTADO DE ABNT (2011); METCALF; EDDY (2016); JORDÃO; PESSÓA (2017); BORBA (2017).

Os filtros biológicos de alta taxa necessitam de áreas superficiais menores, quando comparados aos filtros de baixa taxa, porém o efluente tratado possui uma qualidade inferior, sendo aplicada, muitas vezes a recirculação do efluente, o que acaba permitindo o retorno de microrganismos ao tratamento (METCALF; EDDY, 2016). Vale ressaltar também que esse tipo de filtro não propicia a nitrificação do efluente (SANTOS, 2005), sem recirculação.

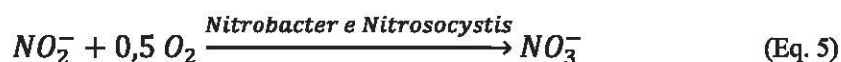
Os filtros de baixa taxa possuem eficiências na remoção de carga orgânica comparáveis com a eficiência alcançada nos sistemas de lodos ativados sendo, dentre as modalidades de filtro, a que garante a maior eficiência de tratamento (METCALF; EDDY, 2016). Segundo Santos (2005) não é necessário realizar a recirculação do efluente nesse tipo de filtro, porém a falta de recirculação pode acarretar problemas de aparecimento de vetores e ressecamento da biomassa em alguns pontos. Gonçalves et al. (2001) ainda afirma que os filtros biológicos percoladores de baixa taxa ainda apresentam uma boa capacidade de nitrificação.

Barnes e Bliss (1983) citam que o processo de nitrificação biológico acontece em duas etapas principais. Na primeira etapa acontece a oxidação do íon amônio a nitrito com o auxílio das bactérias do gênero *Nitrosomonas* e pode ser descrito de forma simplificada pela equação 4.



Já na segunda etapa do processo acontece a oxidação do nitrito a nitrato sendo, o processo, realizado por bactérias do gênero *Nitrobacter* e *Nitrosocystis*, conforme indicado pela equação 5 (BARNES; BLISS, 1983).





Franchin (2006) e Santos (2009a) afirmam que vários fatores podem causar a inibição do processo de nitrificação, como, por exemplo, o pH, a alcalinidade, o teor de oxigênio dissolvido, a temperatura e a concentração de nitrogênio amoniacal, sendo que, segundo Metcalf e Eddy (2016) a nitrificação acontece com maior intensidade na faixa de pH variando entre 7,5 e 8,6.

A faixa de temperatura ótima para a ocorrência da nitrificação fica entre 30°C e 36°C e a concentração de amônia livre (NH<sub>3</sub>) pode inibir o processo para concentrações superiores a 150 mg.L<sup>-1</sup> (BARNES; BLISS, 1983). Já o valor crítico de oxigênio dissolvido, abaixo do qual a nitrificação não ocorre, é de 0,2 mg.L<sup>-1</sup>, tendo valores de máxima nitrificação com concentração em torno de 2,0 mg.L<sup>-1</sup> (FRANCHIN, 2006).

Almeida (2007) cita as taxas aplicadas nos filtros biológicos percoladores são fundamentais para o processo de nitrificação. Além disso, o autor cita a importância das características operacionais e os parâmetros impostos no projeto, como, por exemplo, elevadas alturas para a ocorrência da nitrificação (acima de 4 metros), devido à necessidade de maior tempo de detenção hidráulica.

Segundo a USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) (1993) o processo de nitrificação acontece de forma satisfatória, considerando o atendimento do que dizem as resoluções brasileiras (CONAMA nº 357/2005 e 410/2011), com cargas orgânicas volumétricas aplicadas de pelo menos 0,4 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. O USEPA (1993) ainda considera a recirculação do efluente como fundamental no processo de nitrificação.

Segundo Almeida (2007) a utilização de filtros biológicos percoladores como unidade de pós-tratamento de reatores UASB vem sendo aplicada com a necessidade de se aplicar tecnologias para a remoção de nitrogênio, principalmente o amoniacal, que possuam baixo custo de instalação, operação e de manutenção.

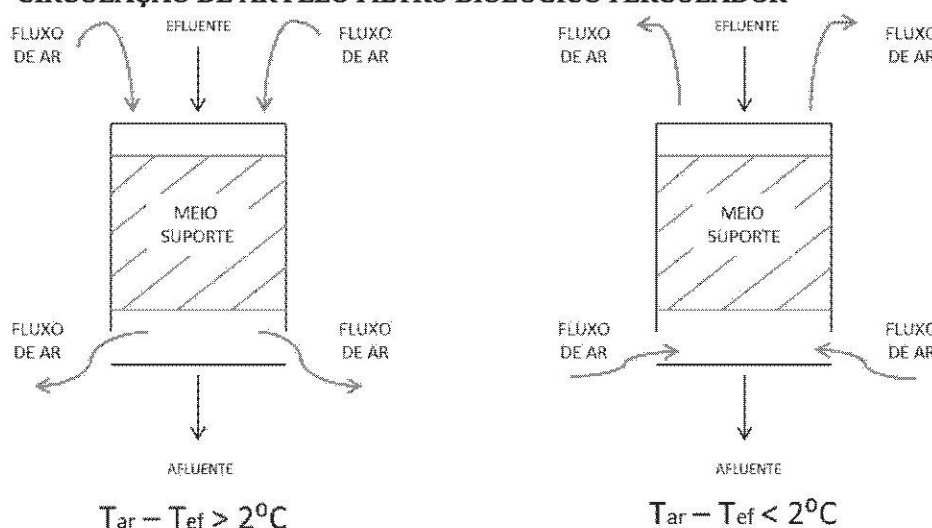
Para efeito da remoção de nitrogênio amoniacal em filtros utilizados como pós-tratamento de reatores UASB, Almeida (2007) cita que cargas de 1,0 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e taxas de aplicação superficial de 30 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> são elevadas para o crescimento dos organismos nitrificantes, segundo os resultados de pesquisas já existentes no Brasil.

Assim como em qualquer processo de tratamento aeróbio, nos FBP a ventilação é fundamental para garantir a disponibilidade de oxigênio requerida pelos microrganismos

decompositores (OLIVEIRA, 2008). Segundo Victoria (2006) a ventilação do FBP ainda é responsável pela eliminação dos gases do despejo e dessa forma evitar os possíveis odores que possam surgir no processo.

A aeração nos filtros biológicos se dá, geralmente, por convecção, causada pela diferença de temperatura. Quando a temperatura do efluente é maior que a temperatura ambiente o fluxo de ar é ascendente (METCALF; EDDY, 2016). Nascimento (2001) aponta que quando a diferença de temperatura entre o ambiente e a temperatura do efluente é superior a 2°C o fluxo de ventilação é descendente, o que, segundo Victoria (2006) é desejável devido a maior demanda por oxigênio na parte superior do filtro. A Figura 8 apresenta o esquema de fluxo de ar dentro de um FBP.

FIGURA 8 – CIRCULAÇÃO DE AR PELO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR



FONTE: ADAPTADO DE NASCIMENTO (2001)

Victoria (2006) cita que a ventilação de fundo dos filtros biológicos é desejável, já Alem Sobrinho (1983) recomenda uma área de ventilação de 0,1 m<sup>2</sup> a cada 3,0 ou 4,6 metros de perímetros de filtro. Alem Sobrinho (1983) ainda afirma que a adoção de ventilação forçada pode ser uma solução para garantir as eficiências de tratamento em filtros profundos ou com elevada carga orgânica volumétrica aplicada.

De acordo com Borba (2017), são vários os critérios adotados para o dimensionamento de FBP no Brasil, entretanto, não se considera fatores importantes como: carga hidráulica e volumétrica aplicada em função das características do meio suporte, temperatura e formas de alimentação, e recomenda para o dimensionamento o método proposto pelo DWA - *Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall* (2016).



### 2.7.2 Filtros Biológicos Anaeróbios

Dentre os processos anaeróbios envolvendo FB, o mais usual é o com Filtros Anaeróbios (FAn), que segundo Busato (2004), a aplicação de FAn teve popularização com a publicação dos trabalhos de McCarty (1964), elaborados com dados de uma pesquisa realizada em 1963, onde o autor encontrou eficiências superiores a 80% para TDH menores que 24 horas.

Ainda segundo Busato (2004), no Brasil o interesse pela utilização de FAn teve início a partir de 1970, tratando principalmente efluentes industriais, sendo que para o uso com esgoto doméstico a popularização ocorreu apenas depois da publicação da NBR 7229/1993 – Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição de Efluentes Finais, que definiu diretrizes básicas para o dimensionamento desse tipo de tratamento. No Paraná, a SANEPAR, aplicou essa tecnologia a partir do ano de 1990 como pós-tratamento de reatores UASB.

Segundo Andrade Neto et al. (2001), os FAn são reatores biológicos de biomassa aderida, podendo ser de fluxo ascendente ou descendente, apresentando pouca produção de lodo e sem consumo de energia elétrica, sendo essas suas principais vantagens.

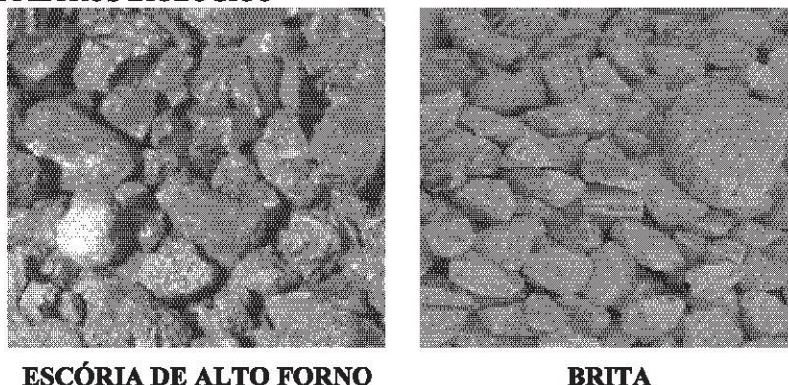
Busato (2004) ainda destaca que o meio suporte é fundamental para o bom funcionamento de um FAn, assim como uma área livre sobre o meio filtrante, para a captura e armazenamento dos gases produzidos no processo anaeróbio, e uma área para a sedimentação, abaixo do meio suporte, onde a biomassa em excesso possa ficar armazenada até sua retirada.

### 2.7.3 Meio suporte

O meio suporte tem como finalidade acomodar as diversas comunidades microbiológicas que realizarão o tratamento, sendo dessa forma muito importantes no processo (AKDENIZ et al., 2011; WASIK; CHMIELOWSKI, 2017). Muitos são os fatores que devem ser observados na escolha de um meio filtrante como a área superficial, o peso específico do material, a porosidade ou o índice de vazios, a tendência do material colmatar e a capacidade de adsorção (DORADO et al., 2010). Para filtros anaeróbios o mais comum é utilizar pedra brita (Figura 9), porém para FBP tem se testado vários tipos de meio suporte.



**FIGURA 9 – ESCÓRIA DE ALTO FORNO E PEDRA BRITA UTILIZADA COMO MEIOS SUPORTES UTILIZADOS EM FILTROS BIOLÓGICO**



**ESCÓRIA DE ALTO FORNO**

**BRITA**

FONTE: ADAPTADO DE SANTOS (2005); ALMEIDA (2007).

Segundo Ferdowsi et al. (2017), para FBP o meio suporte deve ser composto por algum material inerte, sendo geralmente composto por pedras, materiais cerâmicos e materiais plásticos, cujas características estão apresentadas no Quadro 14.

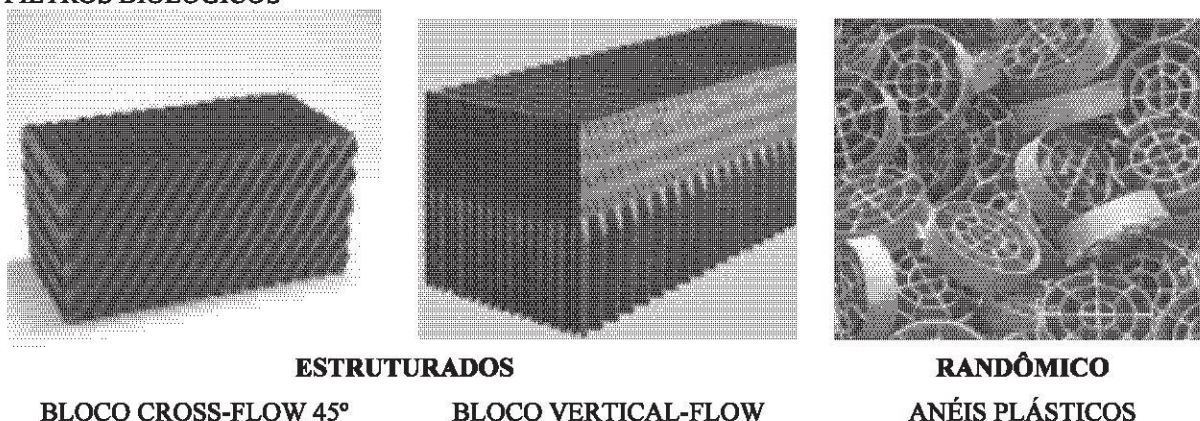
**QUADRO 14 – CARACTERÍSTICAS DE ALGUNS MEIOS SUPORTES.**

<b>Material</b>	<b>Tamanho Nominal (cm)</b>	<b>Massa Específica (kg.m<sup>-3</sup>)</b>	<b>Área Superficial Específica (m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>)</b>	<b>Índice de Vazios (%)</b>
Cerâmica	3,8 x 3,8	680	-	58
Escória de alto forno	5,0 a 7,6	1110	100	53,5
Pedra convencional	5,0 a 10,0	1000 a 1350	50 a 70	50 a 55
Plástico	60 x 60 x 120	32 a 96	82 a 223	>95
Anéis plásticos	2,5	54,2 a 88	220	95
Serragem de couro	1,27	177	-	-

FONTE: ADAPTADO DE NASCIMENTO (2001); ALMEIDA (2007); METCALF; EDDY (2016); JORDÃO; PESSÔA (2017).

As mídias plásticas (meios suportes sintéticos) utilizadas como recheio, divididas em randômicas (p.ex. anéis plásticos) ou estruturadas (Figura 10), oferecem uma elevada área superficial, além de baixo peso, quando comparado aos recheios convencionais como brita, o que as colocam como uma alternativa muito atraente para a redução de área e aumento da eficiência de tratamento (ABOU-ELELA et al., 2015).

**FIGURA 10 – MEIOS SUPORTES PLÁSTICOS (SINTÉTICOS) CONVENCIONAIS UTILIZADOS EM FILTROS BIOLÓGICOS**



FONTE: ADAPTADO DE SANTOS (2005); ALMEIDA (2007).

Dependendo da carga orgânica aplicada e, conseqüentemente, do TDH, podem promover um ganho na remoção de matéria orgânica, porém podem apresentar uma baixa eficiência de nitrificação (ALMEIDA, 2007). Entretanto, maiores eficiências com este tipo de meio suporte na remoção de carga orgânica, podem estar relacionadas ao maior índice de vazios que eles conferem ao filtro, proporcionando assim uma circulação e transferência de oxigênio (METCALF; EDDY, 2016).

De acordo com Almeida (2007), um dos empecilhos na popularização desse tipo de meio suporte em países em desenvolvimento, ainda é o preço, dessa forma vem se buscando soluções alternativas conforme Figura 11.

Nessa perspectiva a utilização de aparas de conduítes vem sendo testada, sendo que esse material pode ser considerado um resíduo, diminuindo, dessa forma, o custo de sua aquisição. As aparas de conduítes possuem elevada área de superfície específica e elevado índice de vazios, apresentando valores próximos aos de meios suportes plásticos estruturados. Porém, como são colocadas de forma aleatória dentro dos filtros, podem conferir caminhos preferenciais.

Parker & Richards (1986), Almeida (2007) e Borba (2017) citam que a utilização de recheios plásticos, com elevada área de superfície específica, necessitam taxas de aplicação hidráulica, para garantir o molhamento de toda superfície do material. Almeida (2007) constatou a diminuição da eficiência de um FBP com maior suporte de aparas de conduítes, tratando esgoto doméstico efluente de um reator UASB, em escala piloto, quando as taxas de aplicação hidráulicas foram diminuídas.



FIGURA 11 – MEIOS SUPORTES ALTERNATIVOS PESQUISADOS PARA FILTROS BIOLÓGICOS



**ANÉIS PLÁSTICOS  
CORRUGADOS – CONDUÍTES**



***ROTOPAC***



***RANDOM-PACKING***



***DHS - Downflow Hanging Sponge***

FONTE: ADAPTADO DE SANTOS (2005); ALMEIDA (2007).

Ferraz et al. (2014) avaliou um filtro aerado submerso com meio suporte constituído de conduítes corrugados, tratando esgoto doméstico combinado com lixiviado de aterro sanitário, pré-tratado por arraste de amônia, nas proporções de 0%, 2% e 5%, aplicando um TDH de 24 horas. O regime de alimentação foi contínuo, sendo a vazão do sistema de 500 L.h<sup>-1</sup> e a concentração de oxigênio dissolvido no reator foi mantida em aproximadamente 2 mg.L<sup>-1</sup>. Os autores obtiveram valores de eficiência de até 80% na remoção de DQO e de até 98% na remoção de DBO.

#### 2.7.4 Aderência e crescimento da biomassa em filtros biológicos

A formação da biomassa acontece de forma natural por meio da aderência de microrganismos na superfície do meio suporte que esta em contato com o líquido (BRANDÃO, 2002). Sendo então, a biomassa, a responsável pelo tratamento (GONÇALVES et al., 2001).



A biomassa pode ser definida então como um conjunto de microrganismos que se aderem a uma superfície, formando uma volumosa e espessa, com estrutura externa não regular e uniforme (BRANDÃO, 2002).

Segundo Iwai e Kitao (1994)<sup>2</sup> apud. Araújo (2008) o processo de formação do biofilme acontece em três estágios, definidos de acordo com a espessura do biofilme. O Quadro 15 apresenta os estágios de formação do biofilme e suas principais características..

Os microrganismos conseguem manter contato com o meio suporte por meio de substâncias poliméricas extracelulares presentes nas superfícies dos microrganismos, juntamente com as cadeias poliméricas formadas pela decomposição de material celular (VANDEVIVERE; KIRCHMAN, 1993). Ainda segundo os mesmos autores a utilização de um meio suporte com superfície de contato irregular porosa ou provida de interstícios favorece o crescimento da biomassa.

QUADRO 15 – ESTÁGIOS DE FORMAÇÃO DO BIOFILME.

<b>Espessura</b>	<b>Características</b>
Fina	<ul style="list-style-type: none"> <li>-O filme não cobre toda a superfície do material;</li> <li>-Crescimento bacteriano em taxa logarítmica;</li> <li>-Crescimento similar ao da biomassa dispersa.</li> </ul>
Intermediária	<ul style="list-style-type: none"> <li>-A espessura do filme se torna maior;</li> <li>-Taxa de crescimento bacteriano constante;</li> <li>-Espessura da camada ativa constante e independente do aumento da espessura total do biofilme;</li> <li>-Se o suprimento de matéria orgânica é limitado, não existirá crescimento bacteriano;</li> <li>-Se o suprimento de matéria orgânica é inferior aos requisitos de manutenção, a espessura do biofilme se torna menor.</li> </ul>
Elevada	<ul style="list-style-type: none"> <li>-O crescimento bacteriano é contraposto pelo decaimento dos organismos, pela degradação e pela tensão de cisalhamento;</li> <li>-Partes do biofilme podem ser desalojadas do material suporte;</li> <li>-Se o biofilme continuar crescendo sem ser desalojado ocorrerá o entupimento.</li> </ul>

FONTE: IWAI E KITAO (1994) apud. ARAÚJO (2008)

Almeida (2007) ainda cita outros fatores que podem interferir na formação e na condição de aderência da biomassa no meio suporte como, por exemplo, as espécies microbianas presentes na biomassa, os constituintes presentes no despejo a ser tratado assim como as características químicas desses despejos e as velocidades aplicadas no filtro.

Para Tjihuis et al. (1992), a rugosidade e o diâmetro do meio suporte são fundamentais para o desenvolvimento da biomassa, já que inicialmente o biofilme cresce nas cavidades

<sup>2</sup> IWAI, S.; KITAO, T. Wastewater treatment with microbial films. Lancaster: Technomic Publishing Company, 1994. 183 p.

desses materiais. Se o material suporte não apresenta rugosidade, as colônias de microrganismos presentes ficam mais sujeitas ao efeito de cisalhamento.

No processo de formação da biomassa o incremento da espessura resultante do crescimento dos microrganismos, da produção de substâncias e da adsorção de partículas também resulta em tensões de cisalhamento causadas pelo efeito hidrodinâmico da interface do líquido com o biofilme (ALMEIDA, 2007). Santos (2005) ressalta que o aumento da espessura do biofilme interfere na difusão da matéria orgânica até as camadas mais internas, dessa forma os microrganismos dessas camadas acabam realizando atividade endógena para o seu crescimento diminuindo a capacidade de aderência com o meio suporte.

Victoria (2006) ressalta que as características de formação da biomassa nos filtros biológicos percoladores faz com que esses reatores sejam capazes de sustentar uma grande variedade de microrganismos em diferentes locais do biofilme, conferindo ao processo a ocorrência simultânea de diferentes processos biológicos tornando o processo compacto e eficiente.

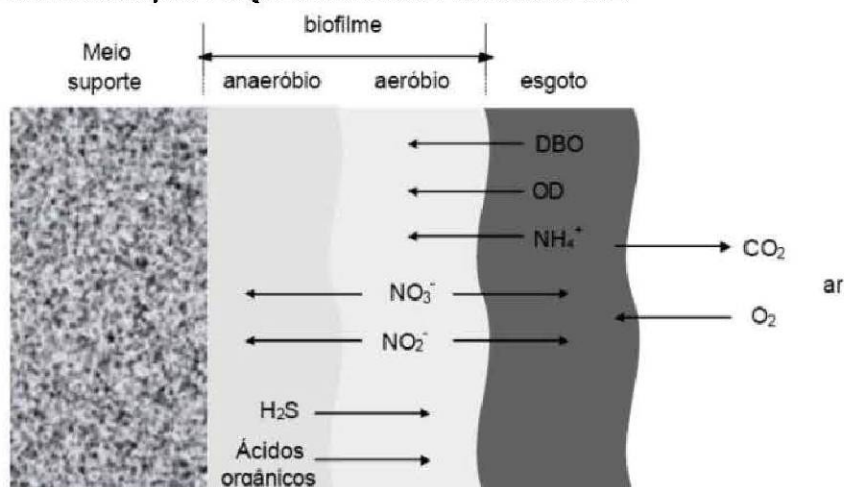
Segundo Araújo (2008), o biofilme possui uma estrutura espacial heterogênea, onde é possível observar uma vasta gama de microrganismos. Conforme indicado na Figura 12 a concentração de oxigênio no filme vai diminuindo com a proximidade do meio suporte, o que acaba criando camadas com diferentes comunidades de microrganismos no mesmo biofilme.

Segundo Rodriguez (1993), na parte mais externa do biofilme, a matéria orgânica sofre oxidação e degradação por microrganismos aeróbios e facultativos. À medida que os organismos crescem, a espessura do biofilme aumenta fazendo com que a difusão molecular do oxigênio fique prejudicada e o oxigênio é consumido antes de alcançar as camadas mais internas, que acabam se comportando de forma anaeróbia.

Após atingir a espessura desejada, o biofilme deve apresentar condições favoráveis à transferência de massa do substrato presente no meio líquido para o interior do biofilme, que está relacionada com a espessura (SANTOS, 2009b).



FIGURA 12 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM BIOFILME



FONTE: ADAPTADO DE SANTOS (2005)

## 2.8 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UASB COM FILTROS BIOLÓGICOS

O Quadro 16 apresenta um resumo com alguns estudos já realizados com sistema UASB+FB, tratando esgoto doméstico.

QUADRO 16 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+FB

Estudo	Descrição	Eficiências
Ribeiro (2015)	Foi estudado um sistema composto por UASB e FBP sem etapa de decantação secundária. Além disso, foi incluído um decantador de lâminas na saída do reator UASB. A pesquisa foi conduzida em escala de demonstração com capacidade de atender uma população de 220 habitantes. O reator UASB tinha altura de 4,5 m e dimensões de 2,5 m por 1,8 m, resultando um volume útil de 16,8 m³. A vazão do sistema era de 45,5 m³.d⁻¹ e o TDH aplicado no UASB foi de 8,6 horas. O meio suporte utilizado no FBP foi a espuma de poliuretano, sendo as dimensões do FBP de 2,5 m por 0,5 m. A altura do filtro era de 3,5 m e o TDH de 3 horas. A TAS aplicada no FBP foi 11,5 m³.m⁻².d⁻¹ e o COV de 0,4 kgDBO.m⁻³.d⁻¹. O sistema em estudo pode atender os padrões de lançamento de matéria orgânica.	DBO – 89% DQO – 84% SST – 88% NH₃ – 44% NTK – 35%
Vieira (2013)	O sistema avaliado pelo autor consistia em um reator UASB seguido por um FBP com laterais abertas. O experimento foi conduzido em escala de demonstração sendo o reator UASB construído em fibra de vidro com altura de 4,5 m e volume de 22,1 m³. A vazão de entrada era equivalente a uma população de 640 habitantes e o TDH aplicado foi de 7 horas. No FBP com laterais abertas a altura era de 3,5 m com dimensões de 3,2 m por 3,2 m, resultando em um volume útil de 21,17 m³. O material filtrante utilizado foi uma composição de brita nº 4 com pedra de mão resultando em um recheio com área superficial de aproximadamente 45 m².m⁻³ e 60% de porosidade. A vazão aplicada no FBP foi de 70 m³.d⁻¹, a TAS foi de 9 m³.m⁻².d⁻¹ e a carga hidráulica volumétrica foi de 2,6 m³.m⁻³.d⁻¹.	DBO – 86% DQO – 85% SST – 77% NH₃ – 16% NTK – 15%

CONTINUA...



QUADRO 16 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+FB (CONTINUAÇÃO)

Estudo	Descrição	Eficiências
Almeida et al. (2011)	O sistema em escala de demonstração com capacidade de atender uma população equivalente de 500 habitantes trabalhou com esgoto doméstico. O reator UASB possui altura de 4,5 m, diâmetro de 2,5 m e volume de 22,1 m <sup>3</sup> , trabalhando com TDH de 7 horas. Já o FBP possuía altura de 2,5 m e diâmetro de 2,1 m operando com quatro compartimentos diferentes, cada um com um material filtrante diferente. Cada um dos compartimentos possui um decantador secundário. Os recheios utilizados foram: escória de alto forno, anéis plásticos, <i>Downflow hanging sponge</i> (DHS) e aparas de eletroduto corrugado (conduíte) com área específica de 60, 80, 87 e 220 m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup> , respectivamente. O FBP operou em três fases distintas com variação da TAS aplicada, sendo 20, 15 e 10 m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> , nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. A carga orgânica volumétrica foi de 0,44 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> na fase 1, 0,37 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> na fase 2 e 0,26 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> na fase 3.	DBO – > 80% para todos os recheios; DQO – ≈ 80% para todos os recheios; SST – > 70% para todos os recheios
Busato (2004)	Busato (2004) estudou um sistema composto por reator UASB seguido por um FAn, em escala real, tratando esgoto doméstico. O FAn avaliado possui diâmetro de 17,0 m e altura total de 3,0 m, resultando em um volume total de 681 m <sup>3</sup> , porém 453,95 m <sup>3</sup> de volume útil. O meio suporte utilizado foi a brita nº 4, com área superficial de 100 m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup> e índice de vazios de 50%. A autora observou uma pequena redução da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente após passagem no FAn, variando de 57 mg.L <sup>-1</sup> , no afluente para 55 mg.L <sup>-1</sup> , no efluente.	DQO – 29% DBO – 26% SSV – 34%

## 2.9 APLICAÇÃO DE PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UASB UTILIZADOS NA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO

O Quadro 17 apresenta um resumo com alguns estudos realizados em sistemas UASB seguido de pós-tratamento na codisposição.

**QUADRO 17 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+PÓS-TRATAMENTO APLICADOS NO TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

<b>Estudo</b>	<b>Descrição</b>	<b>Eficiências</b>
Silva e Leite (2015)	A pesquisa teve como objetivo avaliar um sistema composto por UASB seguido de FBP aplicado no tratamento conjugado de esgoto com lixiviado de aterro sanitário. O reator UASB foi alimentado com substrato composto por 99% esgoto doméstico e 1% lixiviado de aterro sanitário, em volume, sendo o UASB alimentado por fluxo contínuo, com 2,37 m de altura, diâmetro de 0,15 m e volume de 0,045 m³. Já o FBP foi alimentado em batelada, possuindo altura de 2,00 m, diâmetro de 0,15 m e volume de 0,035 m³. A operação do sistema foi dividida em duas etapas; A primeira teve aplicação de uma COV de 1,0 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> no UASB e 0,4 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> no FBP; Na segunda etapa foi aplicada no UASB uma COV de 1,5 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> e no FBP de 0,6 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> . A TAS no FBP foi de 2,39 m³.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> , na primeira etapa e 5,00 m³.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> na segunda etapa. O tempo de ciclo aplicado no FBP, na primeira etapa foi de 8,00 horas, e na segunda etapa foi de 4,30 horas. Foi observado que o pH se manteve entre 7,5 e 7,3 na primeira e segunda etapas, respectivamente, no reator UASB. Foi observado na segunda etapa um consumo de 35% da alcalinidade total do sistema no FBP, devido a maior taxa de amonificação observada. Ainda foi observado que a eficiência de remoção de DQO filtrada no sistema foi menor que a remoção de DQO total, o que pode indicar que a maior parte da matéria orgânica do sistema se encontra em suspensão ou é sedimentável.	<p>Primeira etapa DBO – 60% DQO – 85% NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 18%</p> <p>Segunda etapa DBO – 76% DQO – 89% NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 58%</p>
Oliveira et al. (2015)	O objetivo do estudo foi avaliar a influência da COV e do TDH no processo de tratamento combinado anaeróbico e aeróbico, de forma a atender os padrões de lançamento em corpos hídricos. O sistema utilizado foi no estudo foi composto por um UASB seguido de um FBP. A pesquisa foi dividido em três etapas, sendo aplicada uma razão volumétrica de lixiviado de aterro sanitário de 1% na Etapa 1, 10% na Etapa 2 e 1% na Etapa 3. O reator UASB foi construído em policloreto de vinila (PVC) com volume de 42 L, sendo aplicada a vazão de 143 L.d <sup>-1</sup> , 56 L.d <sup>-1</sup> e 227 L.d <sup>-1</sup> , nas Etapas 1, 2 e 3, respectivamente. A COV aplicadas, nas Etapas 1, 2 e 3, foram de 1,0 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> , 1,2 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> e 1,5 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> e o TDH de 7,5 horas, 18 horas e 5 horas. O FBP foi construído em PVC com volume de 35 L e recheio de brita nº 4. O fluxo de alimentação no FBP foi intermitente com tempo de ciclo de 8 horas nas Etapas 1 e 3 e de 4 horas na Etapa 2. A COV aplicada no FBP na Etapa 1 foi de 0,4 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> e nas Etapas 2 e 3 de 0,6 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> . A TAS foi de 2,39 m³.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> na Etapa 1, 2,84 m³.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> na Etapa 2 e 4,70 m³.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> na Etapa 3. A Etapa 1 teve duração de 168 dias, a Etapa 2 de 196 dias e a Etapa 3 teve duração de 112 dias, sempre trabalhando com substrato em temperatura controlada de 25°C. Os valores observados na Etapa 2 gerou um efluente com concentração de nitrogênio amoniacal de 17 mg.L <sup>-1</sup> , atendendo aos padrões impostos pela resolução nº 430/2011 do CONAMA. Os autores constataram a viabilidade do emprego um sistema de reator UASB seguido por um FBP.	<p>Etapa 1 DQO – 85% NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 21%</p> <p>Etapa 2 DQO – 57% NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 72%</p> <p>Etapa 3 DQO – 89% NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 61%</p>

CONTINUA...

**QUADRO 17 – EFICIÊNCIAS DE SISTEMAS UASB+PÓS-TRATAMENTO APLICADOS NO TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO (CONTINUAÇÃO)**

Estudo	Descrição	Eficiências
Santos (2009a)	<p>O estudo foi desenvolvido em cinco Fases tratando esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário num sistema composto por UASB seguido de um FAS e um FAn. Na Fase 1 o sistema foi alimentado apenas com esgoto doméstico durante 460 dias, na Fase 2 foi adicionado lixiviado na proporção de 1%, durante 139 dias. A Fase 3 teve duração de 133 dias e tratou um efluente combinado na proporção de 2,5%. Já na Fase 4 o efluente tratado teve proporção volumétrica de 5% de lixiviado e duração de 74 dias. A Fase 5 teve duração de 75 dias e tratou efluente com 10% lixiviado. O reator UASB utilizado foi construído em acrílico, tendo altura útil de 1,8 m, diâmetro de 14,3 cm e volume útil de 32,67 L. A vazão aplicada foi de 4,7 L.h<sup>-1</sup> e o TDH de 8 horas. O FAS, que começou a operar a partir da Fase 2, possuía altura útil de 71,0 cm e diâmetro de 60 cm, resultando em um volume útil de 200,70 L. O TDH aplicado foi de 50,17 horas, sendo o recheio do filtro composto por argila expandida. A alimentação de ar do sistema foi realizada por compressor com vazão de ar de 51,2 L.min<sup>-1</sup> o que garantiu uma concentração de oxigênio dissolvido no FAS entre 3 e 4 mg.L<sup>-1</sup>. O FAn, que começou a operar a partir da Fase 3, possuía 80,0 cm de altura útil, diâmetro de 20,0 cm e volume de 25,00 L, sendo construído em PVC com TDH de 4,16 horas. Foi adicionado uma fonte externa de carbono com vazão de 2 L.h<sup>-1</sup> para auxiliar a remoção de nutrientes. Como conclusão do trabalho foi verificada a viabilidade da utilização de UASB na codisposição, além de apresentar resultados favoráveis a utilização de FAS como pós-tratamento de reatores UASB, pois nele é observado um alto índice de nitrificação. Foi observado também que a eficiência de desnitrificação do FAn foi baixa.</p>	<p>Fase 1 DQO – 85% DBO – 85 %</p> <p>Fase 2 DQO – 84% DBO – 94 %</p> <p>Fase 3 DQO – 73% DBO – 85 %</p> <p>Fase 4 DQO – 74% DBO – 87 %</p> <p>Fase 5 DQO – 66% DBO – 75 %</p>



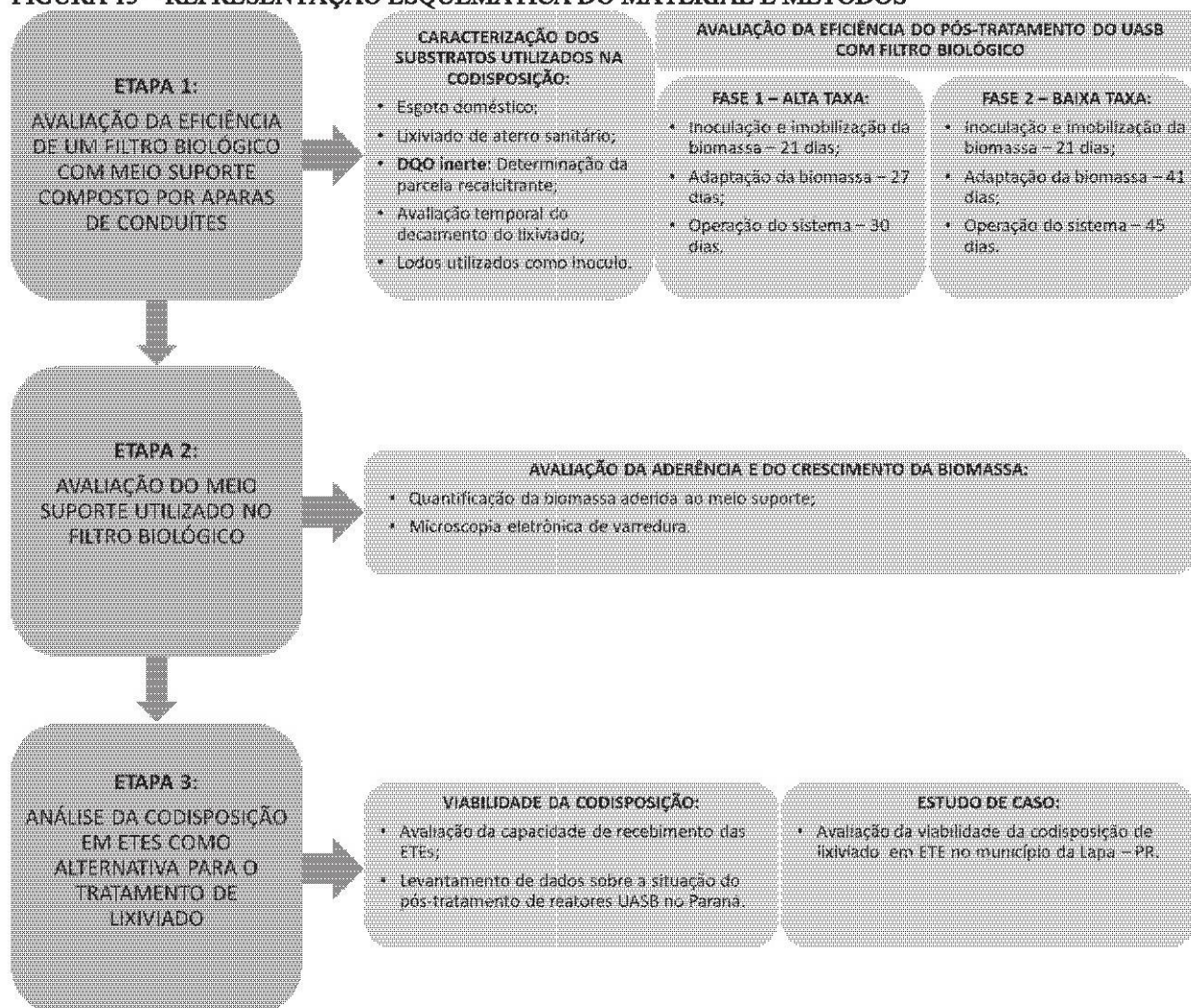
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi dividida em três etapas, seguindo os objetivos propostos:

- Avaliação da eficiência de um filtro biológico com meio suporte composto por aparas de conduítes operando em duas taxas de aplicação hidráulica: alta e baixa taxa;
- Avaliação do meio suporte utilizado quanto à aderência e crescimento da biomassa;
- Análise da codisposição em ETEs como alternativa para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, considerando a proporção entre a geração de lixiviado e a de esgoto doméstico para um mesmo município.

A Figura 13 apresenta uma representação esquemática das etapas da pesquisa.

FIGURA 13 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO MATERIAL E MÉTODOS



FONTE: O AUTOR

### 3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO

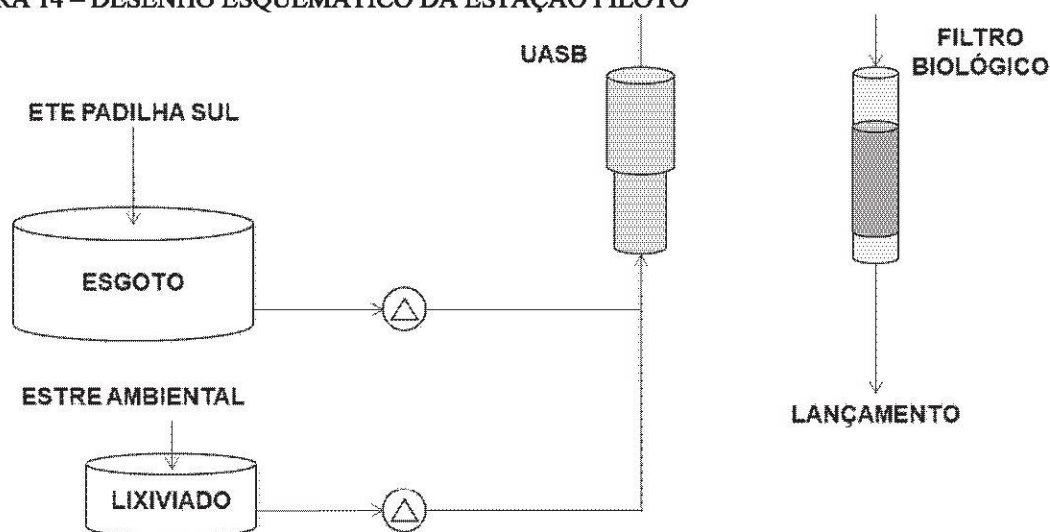
#### 3.1.1 Local da ETE Piloto

A estação de tratamento piloto localiza-se junto a ETE Padilha Sul, pertencente à SANEPAR, localizada no bairro Ganchinho, Município de Curitiba – PR. A ETE Padilha está em operação desde 2002. Segundo dados da SANEPAR (2018), a ETE Padilha Sul tem capacidade de tratamento de  $440 \text{ L.s}^{-1}$ , operando com uma vazão média de  $319 \text{ L.s}^{-1}$ , atendendo uma população de, aproximadamente, 235.000 habitantes.

#### 3.1.2 Sistema piloto de tratamento

O sistema de piloto de tratamento consiste em um reator do tipo UASB seguido de um FB, aplicados na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, conforme indicado na Figura 14.

FIGURA 14 – DESENHO ESQUEMÁTICO DA ESTAÇÃO PILOTO



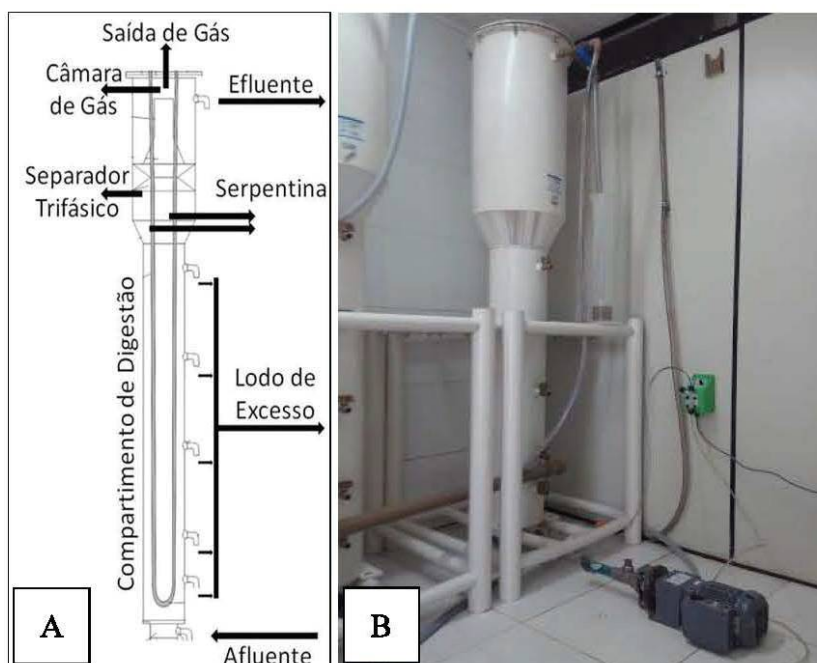
FONTE: O AUTOR

A Figura 15a mostra uma representação esquemática do reator UASB utilizado no estudo, sendo este constituído em PVC com volume útil de 150 L (Figura 15b), altura total de 1,90 m e altura do compartimento de digestão de 1,34 m. A alimentação foi realizada por duas bombas dosadoras, sendo uma do tipo helicoidal de deslocamento positivo, da marca Netzsch, e a outra do tipo diafragma, da marca Tecnobio com potência máxima de  $2,0 \text{ L.h}^{-1}$ . A vazão de entrada foi de  $18 \text{ L.h}^{-1}$ , com THD de 8,33 h.



Este reator foi utilizado na pesquisa desenvolvida por Baettker (2019) entre 2015 e 2018: “Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB”. Ambas as pesquisas fazem parte do projeto de pesquisa “Codisposição de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reator Anaeróbio tipo UASB tratando Esgoto Sanitário” do Professor Doutor Miguel Aisse, Registro BANPESQ/THALES 2007021156, Grupo de Pesquisa Engenharia Ambiental do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental – PPGERHA.

FIGURA 15 – DESENHO ESQUEMÁTICO E IMAGEM DO REATOR UASB E DAS BOMBAS UTILIZADAS



FONTE: BAETTKER (2019)

Para esta pesquisa foi construído o Filtro Biológico – FB (Figura 16) em material acrílico com diâmetro de 0,20 m e altura útil de 1,20 m, cujo dimensionamento seguiu os parâmetros para Filtro Biológico Percolador – FBP. O volume total do FB foi 37,70 L e volume útil de 35,80 L.

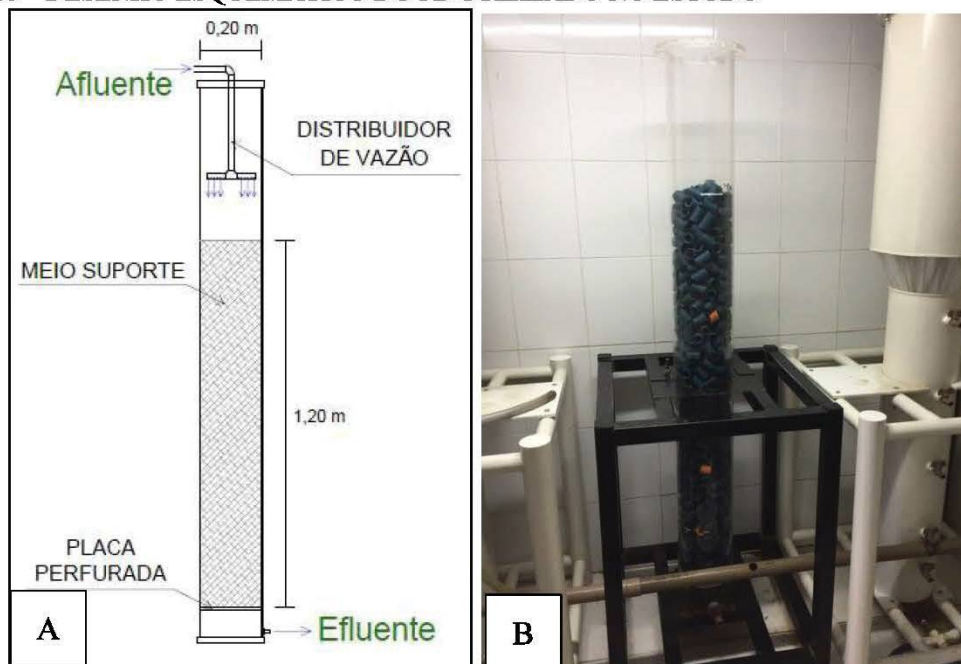
Para definição da altura, foi considerado que o material suporte é plástico e, segundo a literatura, nestas condições, os FBP devem ser projetados com alturas elevadas, quando comparadas aos sistemas convencionais com pedra brita.

Não foi utilizada decantação secundária, seguindo Almeida (2007; 2012), e seguindo o que foi utilizado por Aisse et al. (2002), que aplicou um Cone Imhoff como complemento a decantação secundária. Dessa forma, o filtro operou sem recirculação, em duas condições



operacionais, conforme a Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH): Alta Taxa e Baixa Taxa. A recirculação não é uma operação adotada na maioria dos FBP implantados no Paraná pela Companhia de Saneamento – SANEPAR.

FIGURA 16 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO FB UTILIZADO NO ESTUDO



FONTE: O AUTOR

A operação do FB seguiu as recomendações da ABNT (2011), Metcalf e Eddy (2016) e Jordão e Pessoa (2017), conforme apresentado na Tabela 1. Entretanto, na segunda condição de operação os parâmetros adotados ficaram próximos dos valores recomendados para meio suporte com brita, uma vez que, a literatura sugere não trabalhar com FBP em baixa taxa com meio suporte plástico, conforme apontado por Borba (2017). Assim, optou por definir que na segunda condição de operação foi de baixa taxa.

TABELA 1 – CARACTERÍSTICAS TÍPICAS DOS DIFERENTES TIPOS DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES

Parâmetro	UN.	Tipo de meio suporte	
		Brita	Plástico
		Baixa Taxa	Alta Taxa
TAH	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	1,00 a 5,00	10,00 a 75,00
COV	$\text{kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$	0,08 a 0,40	0,50 a 3,00

FONTE: ADAPTADO DE ABNT (2011); METCALF; EDDY (2016); JORDÃO; PESSÔA (2017)

A Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada, inicialmente, foi determinada em função da concentração média de matéria orgânica medida em DBO e DQO na saída do UASB. O Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) foi calculado teoricamente considerando os parâmetros de dimensionamento, porém foi realizado um estudo hidrodinâmico para verificar o TDH real nas duas condições de operação. A Tabela 2 apresenta as características construtivas e as condições de operação adotadas para o FB.

TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS DO UASB EM ESCALA PILOTO UTILIZADO

Parâmetros	UN	Características	
Material	-	Acrílico	
Altura Útil	m	1,20	
Diâmetro	m	0,20	
Volume total	L	37,70	
Volume útil	L	35,80	
Condições de Operação	UN	Alta Taxa	Baixa Taxa
Vazão	$L.h^{-1}$	18	7
TAH	$m^3.m^{-2}.d^{-1}$	13,75	5,35
COV média	$kg\ DBO.m^{-3}.d^{-1}$	1,93	0,75
COV média	$kg\ DQO.m^{-3}.d^{-1}$	4,05	1,58
TDH teórico	h	2,00	5,12

Cabe destacar que, para a realização das análises físicas e químicas do efluente, foi simulado um decantador secundário com a utilização de um Cone Imhoff, onde o efluente ficou por 1 hora antes da realização das análises.

Outro fator importante para ser destacado é a geometria diferenciada do FB, que não possui aberturas na sua parte inferior o que pode resultar em uma circulação de ar diferenciada no FB.

### 3.1.3 Meio suporte utilizado no FB

O meio suporte utilizado foi constituído por anéis plásticos (Figura 17), chamados de conduítes, muito utilizado na construção civil. A opção por este tipo de material suporte foi em função do custo e da facilidade de obtenção, considerando, principalmente, que é um resíduo da construção civil e pode ser reaproveitado como meio suporte, seguindo os princípios da economia circular e o que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

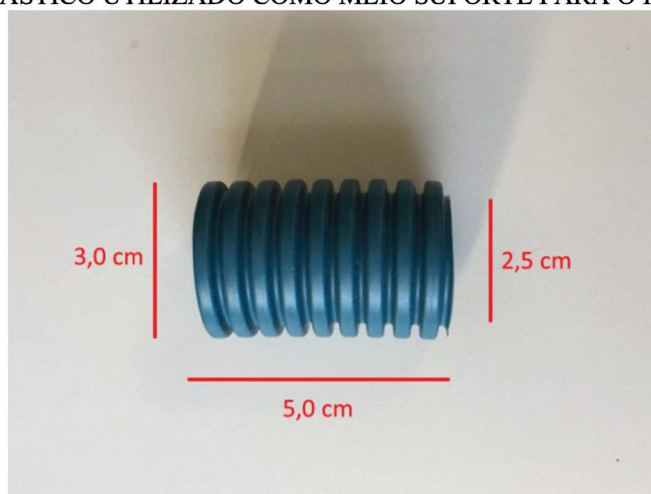
No entanto, a utilização de meio suporte alternativo deve, inicialmente, passar por pesquisas científicas que possam atestar a eficiência e o desempenho deste tipo de material

como recheio em filtros biológicos, considerando os parâmetros de dimensionamento, operação e controle deste tipo de processo.

Em sistemas já implantados em países desenvolvidos, normalmente, o material suporte é constituído por plásticos estruturados, que entre outras vantagens, apresentam elevado índice de vazios, o que possibilita um maior volume para o crescimento da biomassa e, também, o menor peso, quando comparado aos meios suportes tradicionais, como pedras e escória. Por outro lado, o preço de plásticos estruturados como recheios se mostra como um empecilho para a sua popularização.

Os conduítes utilizados foram resíduos oriundos de instalações elétricas feitas na UFPR. Cada conduíte possui diâmetro interno de 2,5 cm, diâmetro externo de 3,0 cm e foi cortado em segmento de 5,0 cm, conforme Nascimento (2001), que também determinou a superfície específica de  $220 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$  e índice de vazios de 95%.

FIGURA 17 – ANEL PLÁSTICO UTILIZADO COMO MEIO SUPORTE PARA O FILTRO BIOLÓGICO



FONTE: O AUTOR

## 3.2 MÉTODOS ANALÍTICOS

### 3.2.1 Parâmetros físico-químicos

As caracterizações físico-químicas e biológicas do lixiviado de aterro sanitário e do esgoto doméstico foram realizadas em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros analisados foram: DBO, DQO, condutividade, cor, pH, alcalinidade, nitrogênio amoniacal e série de sólidos. As análises foram realizadas no Laboratório e Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto (LABEAM), localizado nas dependências da Universidade Federal do Paraná (UFPR).



A Tabela 3 apresenta os métodos e equipamentos utilizados para a caracterização das amostras.

**TABELA 3 – MÉTODOS UTILIZADOS PARA AS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA PESQUISA**

Parâmetro	UN	Referência APHA (2005)	Método
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	5210 B	DBO 5 dias a 20 °C
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	5220 C	Refluxo fechado-colorimétrico
DQO Inerte	% <sup>1</sup>	-	Germilli et al. (1991)
pH	-	4500	Potenciométrico
Alcalinidade total	mg.L <sup>-1</sup>	-	Titulométrico – Kapp (1984)
Nitrogênio amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	4500 – NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Destilação e titulação
Série de sólidos	mg.L <sup>-1</sup>	2540 B, D, E	Gravimétrico

Como o lixiviado foi armazenado durante um longo período de tempo no reservatório da ETE, foi estabelecida uma rotina mensal de caracterização do mesmo, visando à identificação de possíveis mudanças de suas propriedades físico-químicas ao longo da pesquisa. Os parâmetros avaliados nessa caracterização mensal foram DQO, condutividade, pH, nitrogênio amoniacal e série de sólidos.

### 3.2.2 DQO inerte

Como parte da caracterização do lixiviado de aterro sanitário foi realizado o ensaio de DQO inerte anaeróbia, seguindo o método proposto por Germili et al. (1991), onde foram utilizados seis frascos de 1 L cada, sendo três deles operados com a amostra do lixiviado e os outros três operando como branco, sendo esse branco, composto por uma solução de glicose com DQO semelhante a do lixiviado. O preparo da solução de glicose foi baseado na relação estequiométrica em que 1 g dessa substância em água destilada apresenta uma concentração de DQO de 1.067 mg.L<sup>-1</sup>.

Foi adicionado um volume de 300 mL de solução de glicose ou de lixiviado em cada frasco, sendo também adicionado 100 mL de lodo anaeróbio, proveniente dos reatores UASB da ETE Padilha Sul, com concentração de sólidos totais voláteis de 2.000 mg.L<sup>-1</sup>, 50 mL de solução macronutriente, com composição indicada na Tabela 4, e 0,5 mL de solução micronutriente, com composição indicada na Tabela 5. Na Figura 18 estão apresentados os frascos com a solução de lixiviado e a solução de glicose.

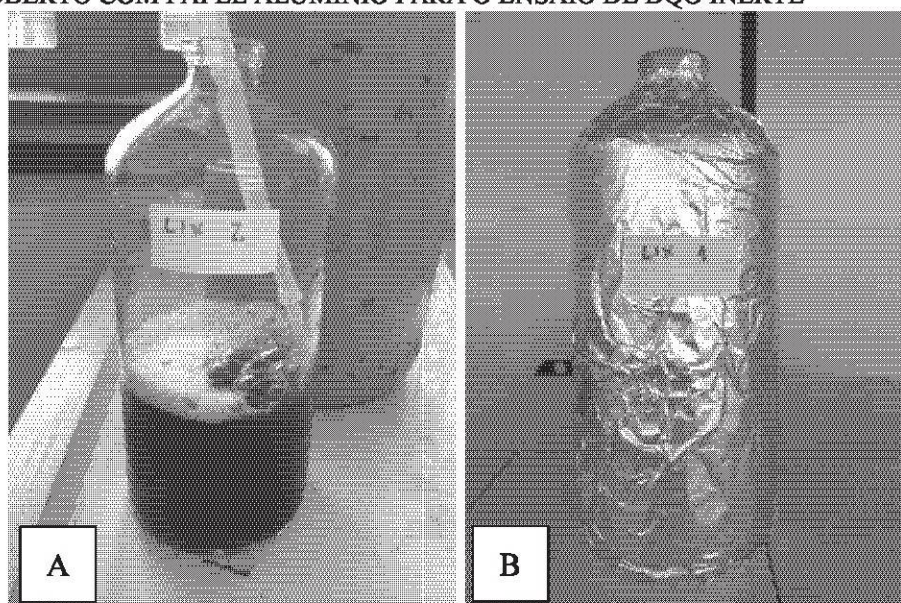
FIGURA 18 – FRASCOS COM AS SOLUÇÕES UTILIZADAS NO ENSAIO DE DQO INERTE



FONTE: O AUTOR

Após o fechamento dos frascos foi realizada a purga do oxigênio com nitrogênio gasoso por 5 minutos, conforme indicado na Figura 19a, para garantir condições. Finalmente, os frascos foram mantidos sob agitação contínua e temperatura ambiente controlada em 25 °C. Para evitar problemas relacionados ao surgimento de algas os frascos foram cobertos com papel alumínio (Figura 19b). Na Figura 20 é possível observar o aparato experimental.

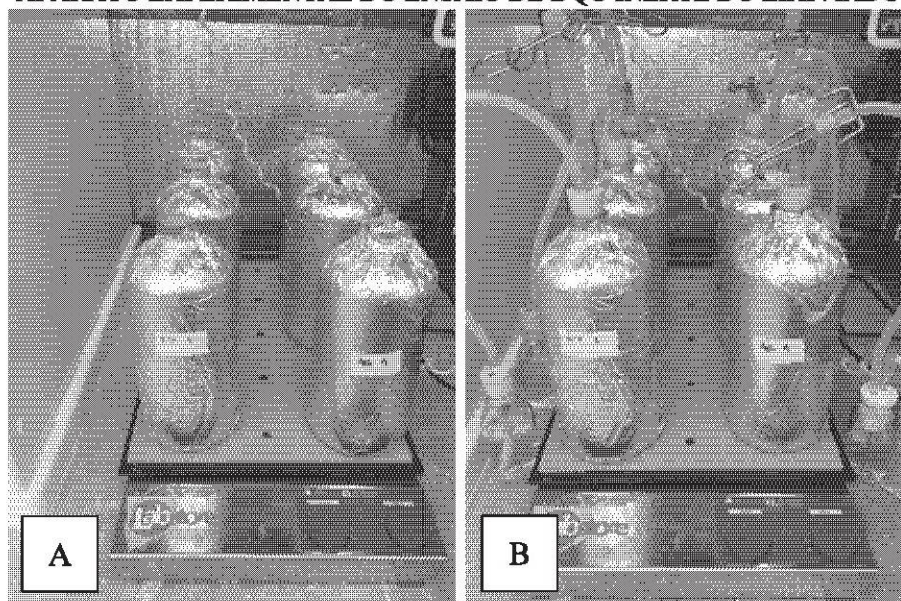
FIGURA 19 – PURGA DO OXIGÊNIO NOS FRASCOS UTILIZADOS NO ENSAIO DE DQO INERTE E FRASCO COBERTO COM PAPEL ALUMÍNIO PARA O ENSAIO DE DQO INERTE



FONTE: O AUTOR



FIGURA 20 – APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO



FONTE: O AUTOR

O monitoramento dos frascos foi realizado duas vezes por semana por meio da análise de DQO filtrada (realizado com bomba a vácuo e com a utilização de microfiltro de fibra de vidro com grau de retenção de  $0,75\ \mu\text{m}$ ). Os ensaios foram conduzidos até que a DQO filtrada da glicose permanecesse constante. A DQO inerte do lixiviado é a diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento.

### 3.2.3 Microscopia Eletrônica de Varredura – MEV

A MEV foi realizada no Centro de Microscopia Eletrônica do Departamento de Ciências Biológicas, localizado no Centro Politécnico da UFPR.

As amostras foram preparadas com a adição de um fixador ao lodo, que foi centrifugada, posteriormente, foi adicionada uma solução de etanol na concentração de 70%, sendo a amostra novamente centrifugada. Na sequência, foram realizadas novas adições de etanol na amostra, com concentrações de 80%, 90% e 100%, sempre intercaladas com a centrifugação. Posteriormente a amostra levada a uma câmara de vácuo para a sua secagem, sendo então submetida à metalização com ouro por, aproximadamente, 90 segundos. As imagens foram realizadas com o microscópio eletrônico de varredura TESCAN VEGA3 LMU, sendo sua resolução de 3 nm, permitindo ampliações de até 300.000 vezes.



### 3.3 CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMESTICO PARA ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA PILOTO

Na realização dessa pesquisa o substrato utilizado, como afluente ao sistema, foi a codisposição constituída por uma mistura entre lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, na proporção de 5% de lixiviado para 95% de esgoto.

A escolha do percentual de lixiviado de aterro sanitário se baseou na literatura, sendo indicado que para proporções de até 10% de lixiviado os impactos no tratamento biológico são pouco representativos (SANTOS, 2009a; TORRES et al., 2009; BARBA et al., 2010; CAMPOS et al., 2014). Esta pesquisa deu continuidade à pesquisa desenvolvida por Baettker (2019), sendo que durante o período de, aproximadamente, 10 meses, as pesquisas ocorreram simultaneamente.

#### 3.3.1 Esgoto doméstico

O esgoto doméstico utilizado no estudo foi coletado na ETE Padilha Sul, local de instalação da ETE piloto. O sistema de tratamento é constituído por um tratamento preliminar composto por gradeamento mecanizado com espaçamento entre barras de 3 mm, por desarenador do tipo Dorr-Oliver e por uma calha Parshall utilizada para a medição de vazão. Na etapa de tratamento biológico são utilizados seis reatores do tipo UASB, com capacidade de  $70 \text{ L.s}^{-1}$  cada, com pós tratamento por uma lagoa aerada facultativa e uma lagoa de sedimentação. A Figura 21 apresenta uma vista aérea da ETE Padilha.

FIGURA 21 – VISTA AÉREA DA ETE PADILHA SUL



FONTE: A - GOOGLE EARTH. ACESSO EM: 25/07/2018; B - ADAPTADO DE SAMWAYS (2015)

O esgoto utilizado na pesquisa foi coletado em um ponto a jusante da Calha Parshall, sendo transportado até um reservatório de 1,5 m<sup>3</sup> onde ficou armazenado. O sistema de alimentação de esgoto doméstico da estação piloto era automatizado, sendo acionado sempre que o reservatório atingia determinado nível. A utilização de um reservatório menor que o de lixiviado de aterro sanitário se dá devido às alterações nas características do esgoto doméstico e também, à maior disponibilidade no local de estudo, além disso, o sistema de automatização da alimentação de esgoto doméstico fez com que a necessidade de armazenar um grande volume de esgoto fosse eliminada.

Os dados de caracterização do esgoto doméstico utilizado nesse estudo foram obtidos com base nas amostras coletadas no reservatório de alimentação dos reatores. As coletas foram sempre realizadas no período da manhã com coletas pontuais.

### 3.3.2 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado utilizado foi coletado no aterro sanitário da empresa Estre Ambiental, localizado no município de Fazenda Rio Grande, Paraná. Para a alimentação do sistema piloto e a codisposição com esgoto doméstico foram necessárias duas coletas de lixiviado, uma em maio de 2018 e a outra em agosto de 2018.

O aterro sanitário da Estre está em operação desde 2010, ocupando uma área de 2,6 milhões de metros quadrados, sendo o responsável pelo recebimento dos resíduos sólidos urbanos de 21 municípios da Região Metropolitana de Curitiba (RMC). A Figura 22a apresenta uma vista aérea do Aterro Sanitário da Estre Ambiental, já a Figura 22b apresenta uma imagem do aterro sanitário.

FIGURA 22 – VISTA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO DA ESTRE AMBIENTAL E FOTO DO ATERRO SANITÁRIO DA ESTRE AMBIENTAL



FONTE: GOOGLE EARTH. ACESSO EM: 25/07/2018



O aterro da Estre Ambiental recebe cerca de 75.000 toneladas de resíduos classes II-A e II-B, segundo a classificação da NBR 10004/2004, por mês, produzindo, em média,  $600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  de lixiviado. O lixiviado produzido é armazenado em um tanque pulmão e posteriormente encaminhado, com o auxílio de caminhões, para a estação de tratamento de lixiviado (ETL) do aterro.

O lixiviado é encaminhado do tanque pulmão para tratamento na ETL, formado por tratamento preliminar, gradeamento, seguido por um sistema físico-químico com coagulação, floculação, flotação, tanque de equilíbrio e tanque de equalização. Em seguida, é encaminhado para o tratamento biológico, dando sequência, como tratamento secundário, é utilizado um biorreator com membranas, tanque de desnitrificação, nitrificação (sistema anaeróbio e aeróbio), e, como tratamento terciário é aplicado ultrafiltração. Para a etapa de desidratação do lodo é utilizado um espessador seguido por um filtro prensa combinado com dosagem de produtos químicos.

Devido ao volume de lixiviado de aterro sanitário necessário para a condução do trabalho, a coleta foi feita no tanque pulmão do aterro da Estre Ambiental, por meio de um caminhão limpa fossa com capacidade de  $5 \text{ m}^3$ , conforme mostrado na Figura 23a.

### 3.3.3 Armazenamento do lixiviado

Na Estação Piloto (ETE Padilha Sul) o lixiviado foi transferido para um reservatório de polietileno reforçado com fibra de vidro, com capacidade de  $7,5 \text{ m}^3$  (Figura 23b). A distância entre o aterro sanitário da Estre Ambiental e a ETE Padilha Sul é de, aproximadamente, 20 km.

FIGURA 23 – CAMINHÃO RECOLHENDO LIXIVIADO NO TANQUE PULMÃO DO ATERRO SANITÁRIO E DESCARREGANDO O LIXIVIADO NO RESERVATÓRIO NA ESTAÇÃO PILOTO



FONTE: O AUTOR

### 3.4 INOCULAÇÃO DO FILTRO BIOLÓGICO E IMOBILIZAÇÃO DA BIOMASSA

Para a partida do sistema optou-se por inocular o FB, garantindo assim, a imobilização da biomassa no meio suporte constituído por aparas de conduítes. Como o sistema operou em duas condições, o lodo utilizado na primeira fase de operação (FASE 1) foi obtido na ETE Belém e na segunda fase de operação (FASE 2) o lodo de inóculo foi obtido na ETE Lapa.

#### 3.4.1 Descrição das ETES

A ETE Belém localiza-se no bairro Boqueirão, município de Curitiba, nas dependências do Parque Náutico (Figura 24). É operada pela SANEPAR e constituída por sistema de lodos ativados de aeração prolongada, modelo carrossel, implantado no início da década de 80. É a maior ETE do Paraná.

FIGURA 24 – VISTA AÉREA DA ETE BELÉM LOCALIZADA NO PARQUE NÁUTICO, MUNICÍPIO DE CURITIBA



FONTE: GOOGLE EARTH. ACESSO EM: 28/08/2018

A ETE Lapa localiza-se na BR-476, entrada da sede do município da Lapa a, aproximadamente, 100 km de Curitiba (Figura 25). É operada pela SANEPAR e o sistema de tratamento é constituído por três reatores anaeróbios do tipo UASB, seguido por duas unidades de FBP e dois decantadores secundários.



FIGURA 25 - VISTA AÉREA DA ETE LAPA LOCALIZADA NA BR-476, MUNICÍPIO DA LAPA-PR



FONTE: GOOGLE EARTH. ACESSO EM: 02/12/2018

#### 3.4.1 Coleta, armazenamento e caracterização do lodo

Para a coleta do lodo foi utilizado um frasco plástico de 10 L, sendo o lodo mantido sob refrigeração nas dependências do LABEAM até a sua utilização. O lodo foi caracterizado quanto à concentração de sólidos totais, sólidos totais fixos e voláteis. Também foi realizada a MEV.

#### 3.4.2 Inoculação do Filtro Biológico e imobilização da biomassa

O processo de inoculação e imobilização da biomassa foi adaptado da metodologia adotada por Victoria (2006).

Na primeira fase de operação, FASE 1 – Alta Taxa, o FB já com o meio suporte de aparas de conduítes, inseridas aleatoriamente, foi inoculado com 2 L de lodo ativado da ETE Belém e o volume restante foi completado com esgoto doméstico, efluente do reator UASB da ETE Padilha Sul, permanecendo por três dias. Após este período todo o esgoto foi descartado e nova alimentação foi feita. Este procedimento durou 21 dias, ou sete bateladas. Só após a sétima batelada é que foram realizadas análises físico-químicas no efluente para avaliar as condições iniciais de partida.

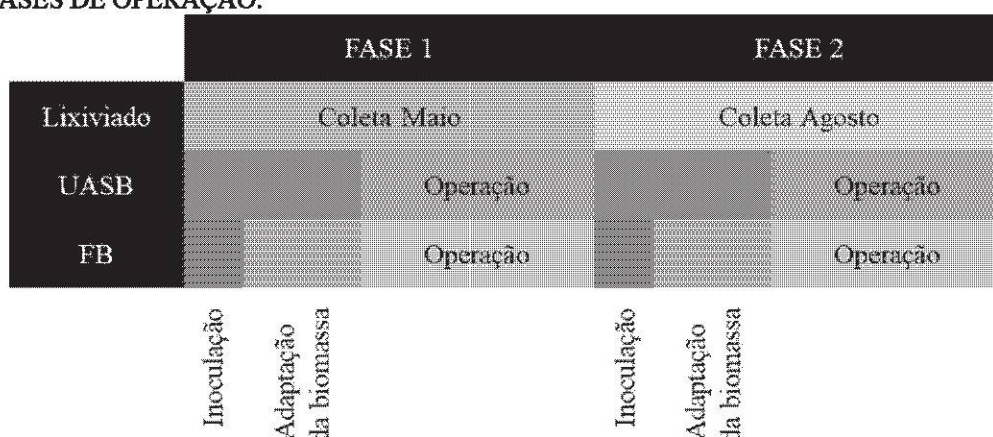
Na segunda fase de operação, FASE 2 – Baixa Taxa, o FB com o meio suporte foi inoculado com lodo proveniente de um FBP operando em Baixa Taxa em operação na ETE Lapa. Nesta condição foram utilizados 8 L de lodo de inóculo e o restante do volume completado com esgoto doméstico, efluente do reator UASB da ETE Padilha Sul, seguindo as mesmas condições de operação de partida adotada na primeira fase.

### 3.5 DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DO TRABALHO

#### 3.5.1 ETAPA 1 – Avaliação da eficiência de um Filtro Biológico com meio suporte composto por aparas de conduítes

Na primeira Etapa da pesquisa o sistema foi avaliado seguindo duas condições operacionais impostas ao Filtro Biológico: Alta Taxa e Baixa Taxa, sendo essas duas condições operacionais denominadas de FASE 1 e FASE 2, respectivamente. A Figura 26 apresenta uma representação esquemática da ETAPA 1 dessa pesquisa.

FIGURA 26 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA ETAPA 1 DA PESQUISA CONSIDERANDO AS DUAS FASES DE OPERAÇÃO.



FONTE: O AUTOR

##### 3.5.1.1 FASE 1 – Operação do sistema UASB e Filtro biológico em Alta Taxa

Após o período de inoculação do FB e imobilização da biomassa ao meio suporte, foi avaliada a adaptação da biomassa aderida ao meio suporte por meio de avaliações da eficiência do FB, com análises laboratoriais realizadas a cada três dias. Nesse período o FB foi mantido em batelada. No período de adaptação da biomassa o FB foi alimentado com esgoto doméstico efluente dos reatores UASB da ETE Padilha Sul. O período de adaptação foi de 27 dias.

Quando as concentrações de DQO no efluente do FB se mantiveram sem alterações significativas, foi iniciada a operação do sistema com o efluente do UASB piloto (afluente do FB), tratando a codisposição de lixiviado e esgoto doméstico na proporção de 5%. O sistema UASB seguido de FB foi operado por 30 dias seguidos, com uma vazão constante de  $18 \text{ L.h}^{-1}$  e TAH de  $13,75 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ .



### 3.5.1.2 FASE 2 – Operação do Filtro biológico em Baixa Taxa

Após a primeira fase, o FB foi novamente inoculado, seguindo os mesmos passos metodológicos adotados na Fase 1. O FB permaneceu em batelada para imobilização da biomassa ao meio suporte e adaptação e o tempo total foi de 41 dias. Após esse período o sistema UASB+FB foi colocado em operação, sendo que o UASB operou com vazão constante de  $18 \text{ L.h}^{-1}$  e o FB com vazão de  $7 \text{ L.h}^{-1}$  e TAH de  $5,35 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ .

O período de operação da FASE 2 teve duração de 45 dias, com coletas de amostra para análises laboratoriais realizadas duas vezes por semana.

### 3.5.1.3 Análise estatística

Para a análise estatística dos dados coletados foram realizados, primeiramente, os cálculos de estatística descritiva, sendo apresentados os valores de Média, Desvio Padrão (DP), Tamanho da amostra (n), Maior valor observado e Menor valor observado. Para melhor observar a tendência da distribuição das médias amostrais, utilizou-se a representação gráfica de *Boxplot*.

Na sequência foi verificada a homogeneidade e normalidade dos dados, onde foi aplicado o teste de Ryan-Joiner (similar ao teste de Shapiro-Wilk) com nível de significância de 95%. O *software* utilizado para aplicação e validação do teste de normalidade e para a confecção dos gráficos de *Boxplot* foi o *Minitab 18*.

## 3.5.2 ETAPA 2 – Avaliação do meio suporte utilizado no Filtro Biológico

Nessa etapa da pesquisa foram realizadas a avaliação da aderência e do crescimento da biomassa, por meio da quantificação da biomassa aderida por meio da análise da concentração de STV e de microscopia eletrônica de varredura.

Nesta Etapa também se avaliou as condições hidrodinâmicas do Filtro Biológico, impostas em função do meio suporte.

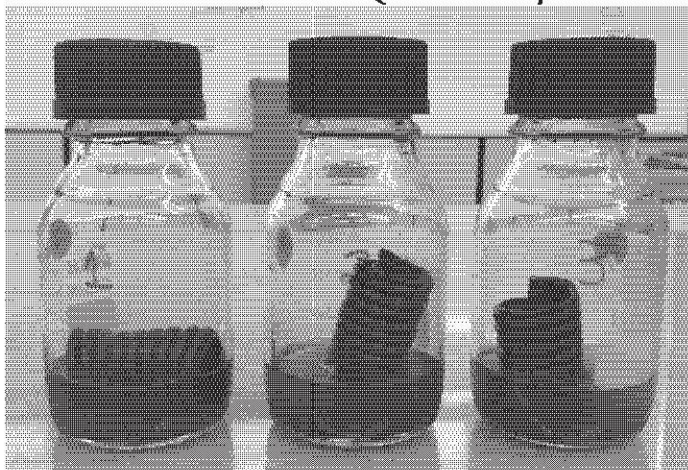
### 3.5.2.1 Avaliação da aderência e crescimento da biomassa

Essa avaliação seguiu a metodologia adaptada de Oliveira (2008), que foi chamada de “metodologia limpeza/lavagem”, sendo utilizada para quantificar a biomassa presente em meio suporte de um reator do tipo MBBR.

Esta metodologia de avaliação do meio suporte só foi realizada na Fase 2 de operação e ocorreu em dois momentos: após o período estipulado para imobilização e adaptação de 41 dias e após os 45 dias de operação do FB em baixa taxa.

Para a avaliação foram retirados, de forma aleatória, três anéis plásticos do FB e foram colocados em um recipiente de vidro contendo pérolas de vidro, em seguida foram adicionados 50 mL de água destilada. O frasco foi então vedado (Figura 27) e foi agitado manualmente em ângulo de 45° durante 30 minutos, para que a biomassa aderida ao meio suporte fosse desprendida.

FIGURA 27 – LAVAGEM DO MEIO SUPORTE PARA QUANTIFICAÇÃO DA BIOMASSA ADERIDA



FONTE: O AUTOR

O líquido do frasco foi transferido para outro recipiente, separado das pérolas de vidro e dos anéis plásticos. Porém, foi feita também uma lavagem superficial do anel plástico e das pérolas de vidro com 25 mL de água destilada, totalizando um volume de 75 mL de líquido com as partículas de biomassa. Só então, foram realizadas as análises da série de sólidos na amostra.

Para a realização da microscopia eletrônica de varredura foram selecionados, aleatoriamente, duas aparas de conduítes utilizadas como meio suporte, antes e depois da operação da FASE 2, sendo então, essa biomassa desprendida do conduíte. Para o desprendimento da biomassa, o meio suporte foi colocado em um recipiente juntamente com pérolas de vidro e 50 mL de água destilada, sendo esse líquido utilizado para a microscopia.



### 3.5.3 ETAPA 3 – Análise da codisposição em ETEs como alternativa para o tratamento de lixiviado

Nessa Etapa foram buscados na literatura subsídios para avaliação dos fatores que podem impactar o funcionamento de filtros biológicos, sendo avaliada a viabilidade da codisposição. Os principais trabalhos avaliados e utilizados nas discussões foram: Aisse (2000); Fachin et al. (2000); Nascimento (2001); Souto e Povenelli (2007); Renou et al. (2007); Albuquerque (2012); Ferraz et al. (2014); Gomes e Henrich (2014); Brennan et al. (2016); Metcalf & Eddy (2016); Borba (2017); Correa et al. (2017); von Sperling (2017); Jordão e Pessoa (2017); Chernicharo et al. (2018); Rietow (2018); e Baettker (2019).

Quanto ao levantamento da situação do pós-tratamento de reatores UASB no Paraná foram utilizados os dados fornecidos pelo Atlas de Esgotos, da Agência Nacional de Água (ANA, 2017). Foram selecionadas as ETEs do estado que são operadas pela SANEPAR e destas as que realizam tratamento com reator UASB (ou RALF, nomenclatura também utilizada pela SANEPAR). Dentre as ETEs que utilizam essa tecnologia de tratamento foram identificadas ainda, quais realizam o pós-tratamento e, quando realizam, foram indentificados os sistemas utilizados.

Os dados foram comparados com os apresentados por Borba (2017) que fez o levantamento para a sua pesquisa “Filtros Percoladores para tratamento de esgoto: Comparação entre métodos de dimensionamento e materiais utilizados como meio suporte e proposição de melhorias a partir de experiências observadas no Brasil e na Alemanha”, realizada entre os anos de 2016 e 2017, apresentando dados mais recentes que os apresentados pelo Atlas Esgotos. Esses dados foram comparados também com os dados apresentados por Chernicharo et al. (2018) referentes ao pós-tratamento de reatores UASB no Brasil.

Para a avaliação da opção do uso de FBP na codisposição, foi utilizado o município da Lapa-PR como exemplo. Dentre os municípios da RMC, Lapa é o único que realiza a disposição final dos RSU em aterro sanitário operado pela prefeitura municipal, sem consórcio intermunicipal. Além disso, o município realiza o tratamento de esgotos domésticos utilizando configuração similar à avaliada nessa pesquisa, UASB seguido de FBP, sendo a ETE Lapa operada pela SANEPAR. Considerando as características do município da Lapa, caso a codisposição seja adotada pela SANEPAR em algum momento, o município da Lapa seria uma boa opção para a avaliação.

O município da Lapa é um dos 29 municípios da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), possuindo uma área territorial de 2.097,75 km<sup>2</sup>, altitude média de 908 m, ficando a aproximadamente 72 km de Curitiba (COMEC, 2019; IPARDES, 2019). O município faz divisa com os municípios de Balsa Nova, Contenda, Quitandinha, Campo do Tenente, Rio Negro, Antônio Olinto, São João do Triunfo, Palmeira e Porto Amazonas, conforme indicado na Figura 28.

Segundo o último Censo demográfico, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano de 2010, o município da Lapa possui população de 44.932 habitantes, sendo que destes, 27.222 habitantes estão na zona urbana do município, ou seja, 61%. A projeção populacional para o ano de 2018 é de 47.909 habitantes (IPARDES, 2019). De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2010) o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) da Lapa é 0,783, classificado como um IDH alto.

FIGURA 28 – LIMITES DO MUNICÍPIO DA LAPA-PR



FONTE: IPARDES (2019).

Segundo dados apresentados pelo IPARDES (2019), Lapa possui 14.903 domicílios particulares permanentes, dos quais 13.633 são atendidos com água canalizada (91%), 13.979 possuem acesso a algum tipo de instalação sanitária (94%) e 13.951 domicílios são atendidos com energia elétrica (94%). O município possui um aterro sanitário em operação e uma ETE, operada pela SANEPAR, que segundo dados da ANA (2017) atende 73,1% da população.

O Aterro Sanitário da Lapa é operado pela empresa Transresíduos, recebendo em média 25 t.d<sup>-1</sup> de resíduos, o que representa a coleta de 100% da população urbana (incluindo



os distritos) (TRANSRESÍDUOS, 2019<sup>3</sup>). A Figura 29 apresenta uma vista aérea do aterro sanitário de Lapa.

Ainda segundo dados fornecidos pela empresa Transresíduos (2019) a produção diária de lixiviado no aterro possui elevada variação temporal, assim como a concentração de DBO e de nitrogênio amoniacal, conforme apresentado na Tabela 4.

FIGURA 29 - VISTA AÉREA DA ETE LAPA LOCALIZADA NA BR-476, MUNICÍPIO DA LAPA-PR



FONTE: GOOGLE EARTH. ACESSO EM: 01/06/2019

TABELA 4 – VAZÃO E CONCENTRAÇÃO DE DBO E NITROGÊNIO AMONICAL NO LIXIVIADO DA ETE LAPA

Parâmetro	UN	06/12/2018	17/06/2019
Vazão	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	0,024	0,288
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	2.300	4.302
Nitrogênio amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	1.190	1.288

FONTE: TRANSRESÍDUOS (2019)

O tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Lapa é realizado por um sistema com duas lagoas, sendo a primeira uma lagoa anaeróbia e a segunda uma lagoa facultativa. A eficiência do tratamento atual varia de 81% a 89% para a DBO e de 96% e 98% para a remoção de nitrogênio amoniacal. O lançamento é realizado no Rio Passa II, afluente do Rio Iguaçu (TRANSRESÍDUOS, 2019).

A ETE Lapa possui um sistema de tratamento composto por três unidades de reatores UASB seguidos por duas unidades de FBPs, operando em baixa taxa, e dois decantadores secundários. Dentre as ETES operadas pela SANEPAR a ETE Lapa é a única que vem operando um FBP em baixa taxa e vem alcançando a nitrificação do efluente. Segundo o

<sup>3</sup> Entrevista realizada, no dia 03/07/2019, com o Engº Winnícios Ten Caten Rocha, responsável técnico pelo Aterro Sanitário da Lapa.

Atlas Esgotos (ANA, 2017) o lançamento da ETE Lapa é realizado no Ribeirão Capivari, cuja vazão de referência de 253,9 L.s<sup>-1</sup>.

A ETE e o Aterro Sanitário ficam localizados na mesma rodovia (BR-476), sendo a distância entre eles de aproximadamente 6,22 km. Considerando que a codisposição fosse realizada nesse município e levando em consideração a existência de rede de coleta de esgoto, o comprimento de uma possível rede ligando o aterro e a rede existente seria de aproximadamente 2,84 km.

Na estimativa da carga orgânica e da carga nitrogenada, geradas no Aterro sanitário de Lapa e na ETE Lapa foram considerados três cenários: o Cenário 1, considerando os dados médios de concentração de DQO e nitrogênio amoniacal para o esgoto doméstico e o lixiviado de aterro sanitário, apresentados nos Quadros 2 e 5; o Cenário 2, considerando os dados apresentados na caracterização de esgoto doméstico e do lixiviado de aterro sanitário utilizados nesta pesquisa e na pesquisa de Baettker (2019); e o Cenário 3, onde foram considerados os dados apresentados na caracterização do esgoto doméstico utilizados nessa pesquisa e na pesquisa de Baettker (2019) e para a caracterização do lixiviado foram utilizados os dados fornecidos pela empresa Transresíduos (2019). A Tabela 5 apresenta os dados utilizados e as respectivas fontes.

TABELA 5 – DADOS UTILIZADOS NO ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DA LAPA-PR

Dado	UN	Valor	Fonte
Produção de RSU para Lapa	t.d <sup>-1</sup>	25,0	Transresíduos (2019)
Vazão de projeto da ETE Lapa	L.s <sup>-1</sup>	90,0	ANA (2017)
Vazão da ETE Lapa em 2013	L.s <sup>-1</sup>	48,0	ANA (2017)
Vazão média de lixiviado	L.d <sup>-1</sup>	156,0	Transresíduos (2019)
Concentração de DQO no esgoto	mg.L <sup>-1</sup>	525,0	Valores médios apresentados no Quadro 2
Concentração de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no esgoto	mg.L <sup>-1</sup>	31,0	Valores médios apresentados no Quadro 2
Concentração de DQO no esgoto	mg.L <sup>-1</sup>	504,0	Valores médios apresentados nesse estudo e por Baettker (2019)
Concentração de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no esgoto	mg.L <sup>-1</sup>	70,0	Valores médios apresentados nesse estudo e por Baettker (2019)
Concentração de DQO no lixiviado	mg.L <sup>-1</sup>	11.550,0	Valores médios apresentados no Quadro 5
Concentração de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no lixiviado	mg.L <sup>-1</sup>	900,2	Valores médios apresentados no Quadro 5
Concentração de DQO no lixiviado	mg.L <sup>-1</sup>	5.893,6	Valores médios apresentados nesse estudo e por Baettker (2019)
Concentração de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no lixiviado	mg.L <sup>-1</sup>	2.782,9	Valores médios apresentados nesse estudo e por Baettker (2019)
Concentração de DQO no lixiviado	mg.L <sup>-1</sup>	3.301,0	Transresíduos (2019)
Concentração de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no lixiviado	mg.L <sup>-1</sup>	1.239,0	Transresíduos (2019)



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Antes do início da operação do sistema, Etapa 1, foi realizada a caracterização físico-química da codisposição: esgoto doméstico bruto da ETE Padilha Sul e do lixiviado do Aterro Sanitário da Estre. A caracterização foi dividida em:

- Caracterização do Esgoto doméstico; caracterização do lixiviado do aterro sanitário;
- Determinação da DQO inerte ou recalcitrante.

Também foram realizadas análises físico-químicas e microbiológica para caracterização do lodo como inóculo.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICOS E LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

#### 4.1.1 Caracterização do esgoto doméstico bruto da ETE Padilha Sul

Na Tabela 6 estão apresentados os dados de caracterização do esgoto doméstico.

**TABELA 6 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO DOMÉSTICO USADO NA CODISPOSIÇÃO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Coleta	pH	Cond. ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	ST ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	STV ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	STF ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	SST ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	SDT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
	-							
1	7,3	NA	325	539	204	335	36	504
2	8,1	NA	360	608	261	347	44	564
3	NA	NA	230	NA	NA	NA	NA	NA
4	NA	NA	183	NA	NA	NA	NA	NA
5	NA	NA	250	NA	NA	NA	NA	NA
6	NA	NA	175	NA	NA	NA	NA	NA
7	8,2	610	134	223	85	138	17	206
8	7,5	590	321	630	252	378	NA	NA
9	7,8	341	46	NA	NA	NA	NA	NA
10	7,9	449	120	187	68	119	16	171
11	7,7	580	357	NA	NA	NA	NA	NA
12	7,9	709	260	385	179	206	NA	NA
13	8,0	695	223	312	93	220	26	339
14	8,2	652	188	NA	NA	NA	NA	NA
<b>n</b>	10	8	14	7	7	7	5	5
<b>Média</b>	7,9	578	226	412	163	249	28	356
<b>DP</b>	0,2	126	93	182	81	104	12	175
<b>Máximo</b>	8,2	709	360	630	261	378	44	564
<b>Mínimo</b>	7,3	341	46	187	68	119	16	171

NOTA: Cond. – Condutividade; DQO – Demanda química de oxigênio; ST – Sólidos totais; STV – Sólidos totais voláteis; STF – Sólidos totais fixos; SST – Sólidos suspensos totais; SDT – Sólidos dissolvidos totais; n – número de amostras; DP – Desvio padrão; NA – Não avaliado.

A matéria orgânica medida em DQO foi de 226 mg.L<sup>-1</sup>, entretanto, observa-se que no período de avaliação, foram observados um valor máximo de 360 mg.L<sup>-1</sup> e mínimo de 46 mg.L<sup>-1</sup>, uma variação muito grande, o que pode interferir no sistema de tratamento. Para os valores elevados, pode-se atribuir ao descarte de lodo de fossas sépticas, pois a ETE Padilha Sul é uma das cadastradas na SANEPAR para receber este tipo de efluente, porém não há uma periodicidade e os dias de recebimento e a quantidade de lodo é aleatória. Quanto ao valor mínimo, pode ser atribuído ao coeficiente de infiltração de água de chuva, que acontecem em toda a extensão de rede, interceptores, emissários e, principalmente, nos poços de visitas, bem como pela incorreta ligação da água de drenagem. Cabe destacar que esta instabilidade foi transferida para a ETE piloto.

Os valores de pH ficaram entre 7,3 e 8,2, valor também esperado para esgoto doméstico, sendo a média encontrada de 7,9.

#### 4.1.2 Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

A caracterização do lixiviado ocorreu em maio de 2018 e em agosto de 2018, período das duas coletas para a alimentação do sistema piloto. Os resultados da caracterização estão apresentados na Tabela 7.

**TABELA 7 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DA ESTRE AMBIENTAL, LOCALIZADO EM FAZENDA RIO GRANDE E RESPONSÁVEL PELO RECEBIMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA**

Parâmetro	Un.	Maio/2018	Agosto/2018	CONAMA 430
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	7.673	10.852	NC
DQO filtrada	mg.L <sup>-1</sup>	5.631	3.418	NC
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	2.500	5.833	≤120
pH	-	8,4	8,3	5 – 9
Cond.	μS.cm <sup>-1</sup>	35.160	23.480	NC
AT	mg.L <sup>-1</sup>	13.003	13.382	NC
AGV	mg.L <sup>-1</sup>	2.260	1.232	NC
PT	mg.L <sup>-1</sup>	26,9	NA	NC
NAmom	mg.L <sup>-1</sup>	2.886	3.808	≤20
ST	mg.L <sup>-1</sup>	26.035	12.346	NC
STF	mg.L <sup>-1</sup>	18.530	8.864	NC
STV	mg.L <sup>-1</sup>	7.505	3.482	NC
SST	mg.L <sup>-1</sup>	1.312	792	NC
SSV	mg.L <sup>-1</sup>	690	498	NC
SDT	mg.L <sup>-1</sup>	24.723	11.554	NC

NOTA: DQO – Demanda química de oxigênio; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; Cond. – Condutividade; AT – Alcalinidade total; AGV – Ácidos graxos voláteis; PT – Fósforo total; NAmom – Nitrogênio amoniacal; ST – Sólidos totais; STF – Sólidos totais fixos; STV – Sólidos totais voláteis; SST – Sólidos suspensos totais; SSV – Sólidos suspensos voláteis; SDT – Sólidos dissolvidos totais; NA – Não avaliado; NC – Não consta.



Foram utilizados também os resultados da caracterização complementar realizada por Baettker (2019), cujos resultados estão apresentados na Tabela 8.

**TABELA 8 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA COMPLEMENTAR DOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO**

Parâmetro	Un.	Mai/2018	CONAMA 430
Fenóis	mg.L <sup>-1</sup>	1,33	0,5
Sulfetos	mg.L <sup>-1</sup>	2,0	1,0
Sulfatos	mg.L <sup>-1</sup>	<100	NC
Cloretos	mg.L <sup>-1</sup>	2.600	NC
Óleos e Graxas	mg.L <sup>-1</sup>	9,0	20 – 50
Cádmio	mg.L <sup>-1</sup>	<0,001	0,2
Chumbo	mg.L <sup>-1</sup>	0,0138	0,5
Cobre	mg.L <sup>-1</sup>	0,055	1,0
Cromo	mg.L <sup>-1</sup>	0,33	1,0
Ferro	mg.L <sup>-1</sup>	40,9	15,0
Manganês	mg.L <sup>-1</sup>	0,91	1,0
Níquel	mg.L <sup>-1</sup>	0,19	2,0
Zinco	mg.L <sup>-1</sup>	0,97	5,0
<i>E. coli</i>	NMP	<1,00E+04	NC
Coliformes Totais	NMP	1,00E+03	NC

NOTA: NC – Não consta.

FONTE: Baettker (2019)

Os valores de pH observados nas duas coletas de lixiviado foram de 8,4 e 8,3, respectivamente, o que representa um lixiviado alcalino. Segundo Kjeldsen et al. (2002) o pH alcalino do lixiviado pode estar relacionando à concentração de nitrogênio amoniacal encontrada, 2.886 mg.L<sup>-1</sup> na coleta 1 e 3.808 mg.L<sup>-1</sup> na coleta 2, ocorrendo o tamponamento da amônia.

Entretanto, os valores observados de pH estão próximos a valores observados por outros autores, como Baettker et al. (2016), que realizou a caracterização do lixiviado de uma aterro sanitário com aproximadamente 12 anos de operação, localizado no litoral paranaense, encontrando pH em torno de 8,2. Já Ferraz et al. (2014), avaliando o lixiviado de um aterro sanitário localizado no interior do estado de São Paulo, encontrou pH variando entre 8,3 e 9,0. Raghab et al. (2013) encontraram um pH de 8,24 na caracterização de um lixiviado de aterro sanitário no Egito, já Barba et al. (2010), avaliando uma aterro sanitário na Colômbia, encontraram pH de 8,05 para o lixiviado e Fueyo et al. (2002), avaliando o lixiviado de um aterro sanitário na Espanha, encontraram pH de 8,10.

Kjeldsen et al. (2002) ainda, destacam que o valor do pH tem influência na dissolução de metais no lixiviado. Costa et al. (2019) afirmam que o pH alcalino do lixiviado, comum nos aterros brasileiros, faz com que a solubilidade a metais do lixiviado seja baixa, isso fica evidente quando são observados os dados de concentração de metais do lixiviado da coleta 1, apresentados na Tabela 7, onde, com exceção do Ferro, todos os metais apresentam concentração menor que o limite imposto pela resolução nº 430/2011 do CONAMA.

A concentração de metais, assim como a concentração de cloretos, também afeta os valores de condutividade do lixiviado, sendo encontrado  $35.160 \mu\text{S.cm}^{-1}$  na coleta 1 e  $23.480 \mu\text{S.cm}^{-1}$  na coleta 2. O valor da concentração de cloretos no lixiviado da coleta 1 apresentou valor de  $2.600 \text{ mg.L}^{-1}$ , ficando próximo do valor máximo encontrado por Brennan et al. (2016) de  $2.620 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Na coleta de maio de 2018, a concentração de DQO encontrada foi de  $7.673 \text{ mg.L}^{-1}$  e de DBO foi de  $2.500 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultando em uma relação DBO/DQO de 0,33, na coleta de agosto, a concentração de DQO foi de  $10.852 \text{ mg.L}^{-1}$  a concentração de DBO foi de  $5.833 \text{ mg.L}^{-1}$  o que acarretou numa relação DBO/DQO de 0,54, que apesar de se apresentar mais concentrada, apresenta-se com características de mais degradabilidade. Considerando a relação inversa, nas duas coletas, a relação DBO/DQO ficou acima de 0,27, que segundo Kjeldsen (2002), representam lixiviados que ainda, apresentam matéria orgânica biodegradável, mas com compostos recalcitrantes podendo ser tratados ainda, por processos biológicos.

Considerando os dados de DQO filtrada ( $5.631 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $3.418 \text{ mg.L}^{-1}$ ) pode se observar que a presença de compostos orgânicos dissolvidos foram maiores no lixiviado coletado em maio do que em agosto.

A relação entre o valor de DQO e de nitrogênio amoniacal (DQO/NA) pode funcionar como um indicativo da quantidade de matéria orgânica em relação à quantidade de matéria nitrogenada presente no lixiviado. Os valores encontrados foram de 2,65 (coleta 1) e 2,85 (coleta 2), ficando abaixo da condição ótima para o tratamento anaeróbio indicado por Foresti (1989), que varia de 60 a 100.

O baixo valor da relação DQO/NA reflete a grande quantidade de nitrogênio amoniacal nos dois lixiviados. Segundo Moravia et al. (2013), a grande quantidade de nitrogênio amoniacal no lixiviado se dá devido à degradação do material proteico, que representa a maior fração orgânica biodegradável do lixiviado.



Os valores de concentração de ST, STV e STF, observados nas duas coletas, tiveram grande variação entre si, sendo que na coleta 1 a concentração de ST foi de 26.035 mg.L<sup>-1</sup>, STV de 7.505 mg.L<sup>-1</sup> e STF 18.530 mg/L. Já na coleta 2 a concentração de ST foi de 12.346 mg.L<sup>-1</sup>, STV de 3.482 mg.L<sup>-1</sup> e STF 8.864 mg.L<sup>-1</sup>. Khalil et al. (2018) observou, no Líbano, concentrações de ST entre 26.730 mg.L<sup>-1</sup> e 34.700 mg.L<sup>-1</sup> e por Raghav et al. (2013), avaliando aterro no Egito, as concentrações de ST foram de 29.942 mg.L<sup>-1</sup>. Estes valores são muito semelhantes aos resultados da primeira coleta, mas superiores aos da segunda coleta, que ficaram próximos aos valores observados por Baettker et al. (2016) que encontraram o valor de 9.040 mg.L<sup>-1</sup> e Ferraz et al. (2014) que encontraram valores variando de 8.466 mg.L<sup>-1</sup> a 15.980 mg.L<sup>-1</sup>. Quanto aos valores de concentração de SSV, estes ficaram abaixo do valor encontrado por Fueyo et al. (2002) que foi de 3.230 mg.L<sup>-1</sup>, Raghav et al. (2013), de 3.331 mg.L<sup>-1</sup> e Naveen et al. (2017), que observaram valores variando de 2.027 mg.L<sup>-1</sup> e 2.267 mg.L<sup>-1</sup>.

Estabelecendo uma relação entre STF/ST, observa-se que os valores são de 0,71 e 0,72, para a coleta 1 e 2 respectivamente. Segundo Yunus (2009) valores acima de 0,50 indicam elevada presença de sólidos inorgânicos no lixiviado, representando elevado grau de mineralização no processo de degradação dos resíduos no aterro sanitário. O que pode ser confirmado ao se estabelecer uma relação entre STV/ST, cujos resultados foram de 0,29 e 0,28, respectivamente, representando que a maior parte das concentrações de sólidos refere-se ao material inerte ou não biodegradável biologicamente.

#### 4.1.3 Caracterização da codisposição de esgoto doméstico com lixiviado de aterro sanitário

Na codisposição do esgoto sanitário da ETE Padilha e do Lixiviado do Aterro Sanitário, na proporção volumétrica (considerando a coleta de agosto de 2018), a concentração de matéria orgânica média da codisposição esperada, medida em DQO, foi de aproximadamente 750 mg.L<sup>-1</sup>, sem considerar o decaimento do lixiviado e do esgoto armazenados nos reservatórios.

Porém, durante o período de monitoramento foram realizadas 14 coletas para a caracterização da codisposição, cujos resultados estão apresentados na Tabela 9. Cabe destacar que o reservatório de esgoto foi esvaziado totalmente e alimentado com esgoto bruto da ETE pelo menos uma vez por semana. Sendo assim, a média em DQO ficou em 406 (±111) mg.L<sup>-1</sup>

TABELA 9 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Coleta	pH -	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	STV (mg.L <sup>-1</sup> )	STF (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )
1	7,8	516	818	350	468	63	NA
2	8,6	572	846	442	404	70	NA
3	NA	372	1.028	356	672	NA	NA
4	NA	400	1.020	452	568	52	39
5	NA	443	1.072	590	482	63	58
6	NA	394	776	314	462	42	34
7	8,2	348	610	390	220	58	56
8	7,9	598	1.124	516	608	88	72
9	8,0	208	748	388	360	21	16
10	8,2	261	738	468	270	NA	NA
11	8,0	491	997	432	565	260	177
12	7,9	376	892	302	590	NA	NA
13	8,2	383	912	402	510	NA	NA
14	8,3	314	1.034	300	734	NA	NA
<b>n</b>	10	14	14	14	14	9	7
<b>Média</b>	8,1	406	901	407	494	80	65
<b>DP</b>	0,2	111	151	84	146	70	53
<b>Máximo</b>	8,6	598	1.124	590	734	260	177
<b>Mínimo</b>	7,8	208	610	300	220	21	16

NOTA: DQO – Demanda química de oxigênio; ST – Sólidos totais; STV – Sólidos totais voláteis; STF – Sólidos totais fixos; SST – Sólidos suspensos totais; SSV – Sólidos suspensos voláteis; n – Número de amostras; DP – Desvio padrão; NA – Não avaliado.

#### 4.1.4 Determinação da DQO inerte ou recalcitrante no lixiviados

Em função das características observadas no lixiviado, também foi feita a análise da DQO inerte, que é resultante dos substratos complexos, que não são fermentados em sistemas anaeróbios, tornando-se inalteradas no efluente final. Ou seja, considerando um balanço de massa em DQO, tem-se que a DQO total é dividida em DQO biodegradável, que poderá ser convertida em sistemas de tratamento biológicos, e a DQO inerte, também chamada de recalcitrante, sendo que sistemas biológicos são ineficientes para conversão, exigindo-se assim, a complementação com tratamentos físico-químicos. A avaliação da DQO inerte ou recalcitrante foi feita para avaliação do lixiviado coletado em maio e em agosto de 2018 e os resultados estão apresentados na Tabela 10.

TABELA 10 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA DO LIXIVIADO

Data de coleta do lixiviado	DQO inicial das amostras (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO final da amostra de lixiviado (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO final da amostra de glicose (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO inerte anaeróbia (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO inerte anaeróbia (%)
Maio/2018	4.408,93	3.700,00	2.253,82	1.446,18	39,1
Agosto/2018	3.392,62	2.165,56	1.576,39	589,17	27,2

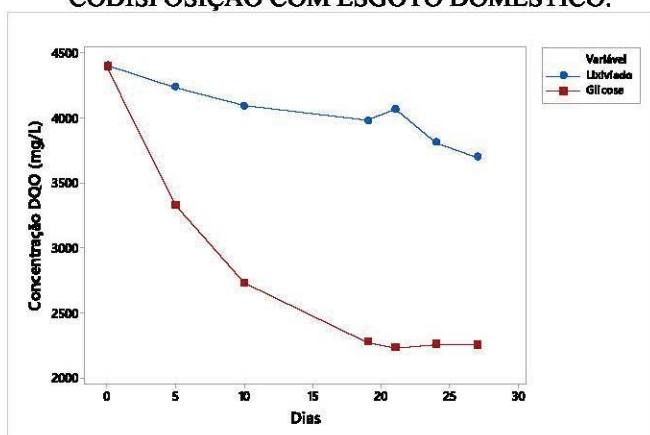


Os valores de DQO inerte observados durante as coletas dos lixiviados apresentaram variação comuns para efluentes heterogêneos, como, o lixiviado. Entretanto, pode-se constatar que há uma concentração de compostos refratários presentes no lixiviado, principalmente no lixiviado coletado em Maio de 2018. Segundo Ramos (2009), as substâncias recalcitrantes no lixiviado aumentam de acordo com o tempo, mostrando uma maior dificuldade de realizar o tratamento biológico com o passar do tempo. Para Tatsi e Zouboulis (2002), os compostos recalcitrantes estão relacionados com as substâncias húmicas e substâncias complexas presentes no lixiviado.

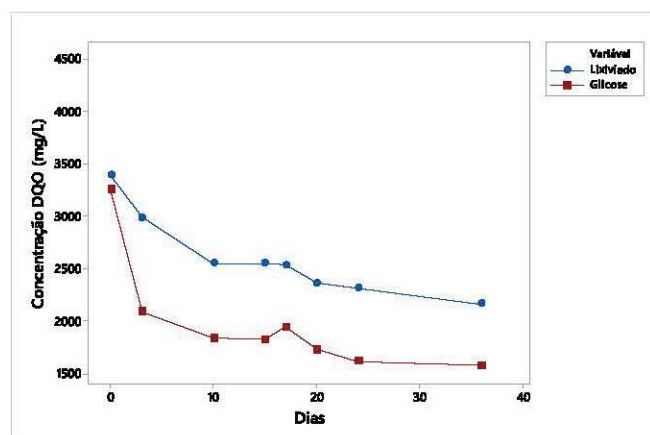
Os valores encontrados ficaram dentro da faixa de variação da DQO inerte anaeróbia observada por Baettker (2019), que analisou seis amostras de lixiviados de aterro sanitário provenientes do mesmo aterro sanitário desse estudo, que atende Curitiba e região metropolitana. A autora encontrou valores de DQO inerte anaeróbia variando de 13,7% a 46,4%.

Moravia et al. (2013) encontraram o valor de DQO inerte anaeróbia de 40% para lixiviados de aterros sanitários brasileiros, valor esse que se encontra próximo dos valores obtidos nesse estudo e, também, dos valores obtidos por Baettker (2019), o que vem corroborar com a elevada concentração de substâncias refratárias presentes nos lixiviados de aterros sanitários no Brasil. Baettker et al. (2016) realizaram o ensaio de DQO inerte anaeróbia para um lixiviado de um aterro sanitário localizado no litoral do estado do Paraná obtendo o valor de 34%, reforçando a informação de que o teor de recalcitrância do lixiviado de aterro sanitário é elevado. O decaimento da concentração de DQO do lixiviado e da glicose (usada como branco), para as amostras de lixiviado estão apresentadas na Figura 30.

FIGURA 30 – ENSAIO DE DQO INERTE ANAERÓBIA PARA O LIXIVIADO USADO NA CODISPOSIÇÃO COM ESGOTO DOMÉSTICO.



COLETA 1 - MAIO/2018



COLETA 2 - AGOSTO/2018

Observa-se, a partir dos resultados, que ocorreu um maior decaimento do lixiviado do aterro sanitário na amostra de agosto de 2018, sendo maior nos primeiros dias do ensaio, o que não aconteceu com o lixiviado da coleta de Março de 2018, que apresentou um decaimento mais constante ao longo do tempo. Esta condição observada para o lixiviado coletado em agosto de 2018, indica que há uma maior parcela de substâncias biodegradáveis e de rápida degradação, quando comparado com o lixiviado da coleta de março de 2018, o que também foi verificado nos ensaios de caracterização.

Em função dos resultados observados, foi realizado o monitoramento temporal do lixiviado ao longo do tempo de armazenamento, uma vez que o volume coletado ficou armazenado ao longo do experimento.

#### 4.1.5 Monitoramento temporal do lixiviado de aterro sanitário

Como o lixiviado de aterro sanitário ficou armazenado em um reservatório externo ao local da estação piloto e o uso do mesmo variou de 3 a 8 meses, foi necessário avaliar a capacidade de degradação e o decaimento da matéria orgânica ao longo do tempo, o que interfere diretamente na codisposição, uma vez que essa foi estabelecida em função do volume.

A Tabela 11 apresenta os resultados da análise do decaimento da matéria orgânica, medida em DQO, para os lixiviados coletados em Maio de 2018 e Agosto de 2018.

**TABELA 11 – DECAIMENTO DA DQO NOS LIXIVIADOS ARMAZENADOS**

<b>Coleta</b>	<b>Período de armazenamento</b>	<b>DQO inicial (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO final (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Decaimento (%)</b>
Maio/2018	3 meses	7.673	5.477	29
Agosto/2018	8 meses	10.852	2.209	79

O lixiviado da segunda coleta apresentou um elevado decaimento da matéria orgânica, medida em DQO, isso se deve a dois principais fatores: a maior biodegradabilidade do lixiviado dessa coleta, como pode ser observado no ensaio de DQO inerte e ao grande período no qual ficou armazenado. Segundo Baettker (2019), no armazenamento do lixiviado já ocorre a degradação natural da matéria orgânica, principalmente da parcela biodegradável, podendo, dessa forma, a DQO remanescente representar uma matéria orgânica mais refratária.



#### 4.1.6 Caracterização do lodo de inóculo e imobização do meio suporte

A caracterização do lodo inóculo foi realizada com a quantificação dos sólidos e também, por meio de microscopia eletrônica de varredura. Os resultados obtidos para a quantificação dos sólidos dos lodos utilizados na inoculação do FB estão apresentados na Tabela 12.

**TABELA 12 – QUANTIFICAÇÃO DOS SÓLIDOS DOS LODOS UTILIZADOS COMO INÓCULO DO FILTRO BIOLÓGICO**

<b>Parâmetro</b>	<b>UN</b>	<b>ETE Belém</b>	<b>ETE Lapa</b>
ST	mg.L <sup>-1</sup>	4.908	69.669
STF	mg.L <sup>-1</sup>	1.184	28.597
STV	mg.L <sup>-1</sup>	3.724	41.072
STV/ST	-	0,74	0,59

NOTA: ST – Sólidos totais; STF – Sólidos totais fixos; STV – Sólidos totais voláteis.

Os valores encontrados mostram que a quantidade de biomassa presente no lodo da ETE Belém está dentro do esperado para este tipo de sistema de tratamento, lodos ativados de aeração prolongada, sendo que a relação STV/ST é igual a 0,74. Para o lodo da ETE Lapa a concentração de sólidos encontrada foi maior, e a relação STV/ST encontrada foi de 0,59.

Na ETE Lapa o lodo foi coletado no decantador secundário, porém esse decantador também está sendo utilizado para adensar o lodo, de forma experimental, por isso os valores de concentração de sólidos são maiores quando comparado com o lodo da ETE Belém. Destaca-se ainda, que a biomassa excedente no FBP da ETE Lapa, produzido durante o processo de tratamento normalmente não granula, o que facilita a aderência ao meio suporte.

O lodo da ETE Belém, apesar de apresentar menor concentração de STV, apresentou uma melhor relação STV/ST, quando comparado ao lodo da ETE Lapa. No processo de lodos ativados, utilizado na ETE Belém, o lodo é mais granular, sendo que cada grânulo do lodo representa um complexo sistema de microrganismos (BENTO et al., 2005). Ou seja, esse lodo não está preparado para a adesão no meio suporte, pois fica disperso no tanque de aeração. Já em um FBP, como o utilizado na ETE Lapa, o lodo não possui grânulos, sendo constituído de partículas de biomassa que se desprenderam do meio suporte, aderindo com mais facilidade ao novo meio suporte.

No ensaio de MEV foi possível observar microrganismos cujas formas são semelhantes às indicadas na Figura 31, para o lodo da ETE Belém, e na Figura 32, para o lodo da ETE Lapa.

FIGURA 31 – FORMAS SEMELHANTES ENCONTRADAS NO LODO AERÓBIO DA ETE BELÉM

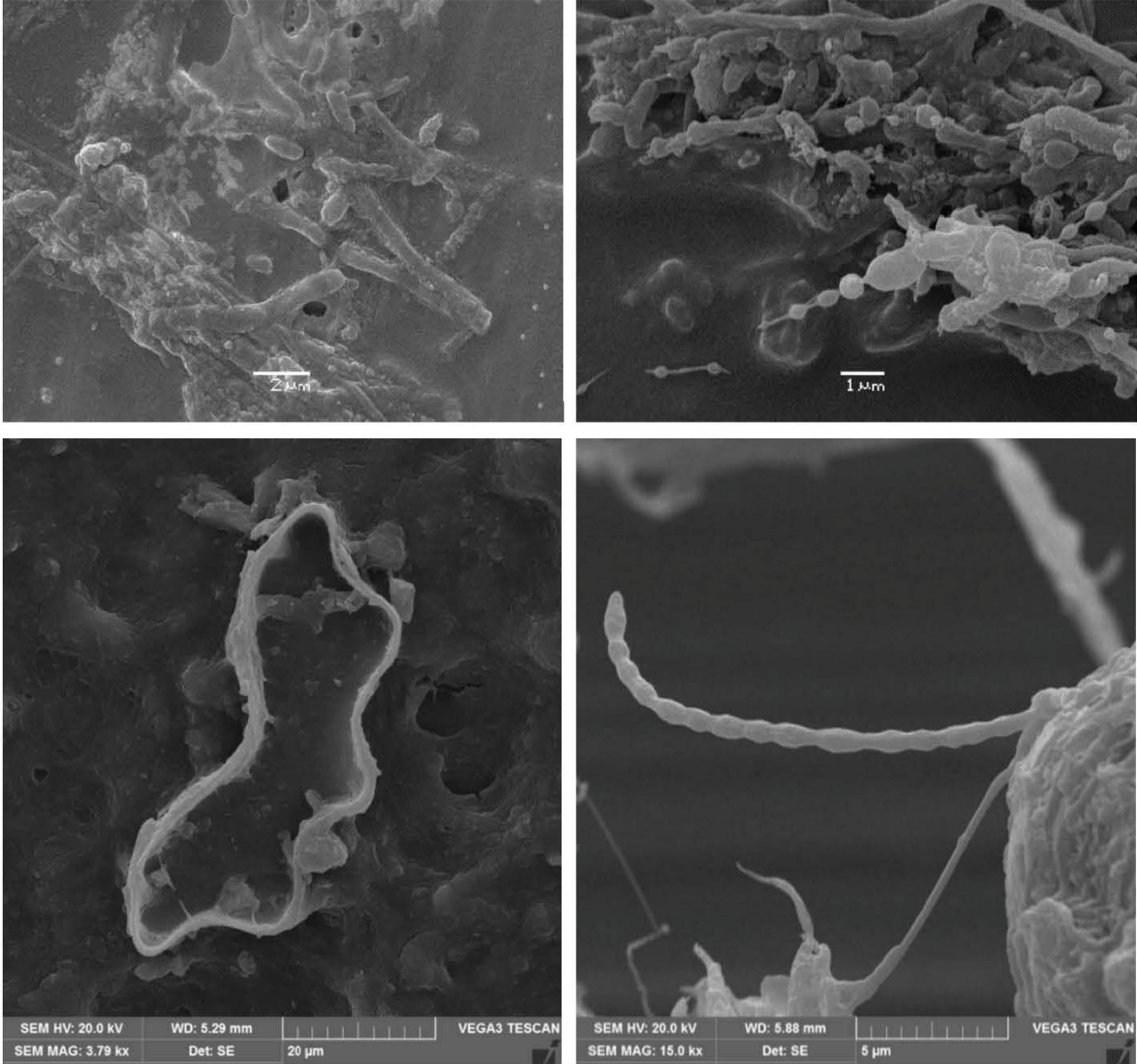
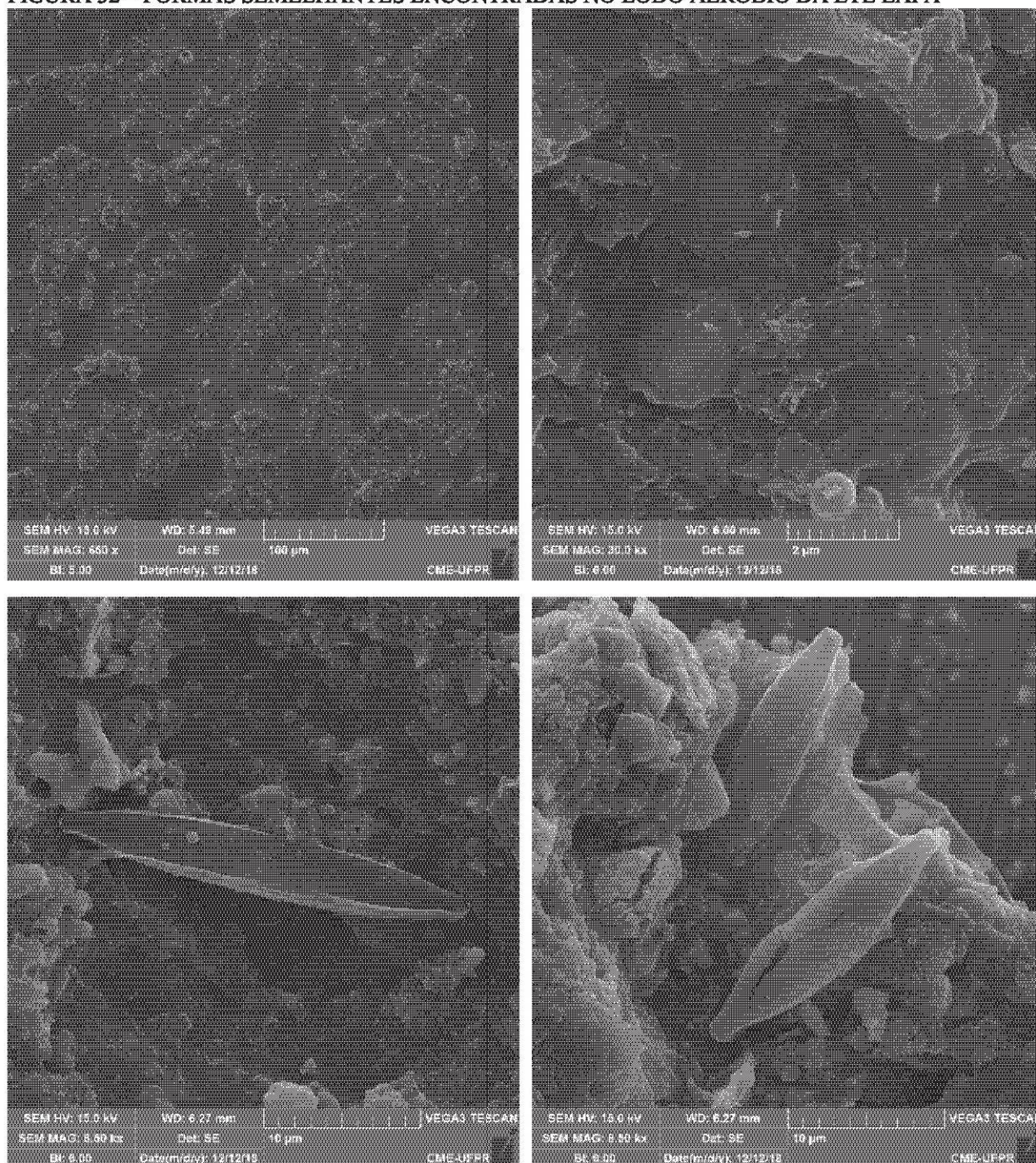




FIGURA 32 – FORMAS SEMELHANTES ENCONTRADAS NO LODO AERÓBIO DA ETE LAPA



No lodo da ETE Belém foi observada a presença de formas semelhantes a filamentosas, bastonetes, cocos, diatomáceas, cocobacilos, leveduras, espiroquetas e anabaenas. As Diatomáceas e as Anabaenas são classificadas como algas, sendo as Anabaenas um indicativo da ocorrência do processo de nitrificação no tanque de aeração da ETE Belém, já que esses são microrganismos fixadores de nitrogênio. As leveduras são fungos e os demais organismos encontrados são classificados como bactérias, mas, não foram observadas, no



lodo da ETE Belém, formas semelhantes a protozoários e rotíferos, que funcionam como indicador do bom funcionamento de sistemas de lodos ativados.

No lodo proveniente de filtro percolador - ETE Lapa foram encontradas formas semelhantes às bactérias filamentosas, bastonetes, cocos e diatomáceas. Segundo Mac Conell (2014) o desenvolvimento de comunidades microbianas em filtros biológicos está diretamente relacionado ao tipo de meio suporte utilizado, onde a adesão é superficial, como nos meios suportes plásticos estruturados e nos conduítes há a predominância de bactérias de crescimento rápido, como as fermentadoras, já em meios suportes com retenção intersticial a predominância é de bactérias oligotróficas de crescimento lento, devido à retenção do substrato por mais tempo no filtro.

É importante ressaltar que apenas um ensaio de MEV não é o suficiente para definir as comunidades bacteriológicas e demais microrganismos que estão presentes nos lodos dessas ETEs.

## 4.2 ETAPA 1 – AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO FILTRO BIOLÓGICO COM MEIO SUPORTE COMPOSTO POR APARAS DE CONDUÍTES

### 4.2.1 FASE 1 – Operação do sistema UASB e Filtro Biológico em Alta taxa

Nessa fase o sistema UASB seguido de FB operou com vazão de  $18 \text{ L.h}^{-1}$  e TAH de  $13,75 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  – Alta Taxa, considerando a operação como filtro biológico percolador.

#### 4.2.1.1 Adaptação da biomassa

Nesta etapa, a avaliação foi feita para que pudesse ser observado o momento de partida do reator, para, então, mudar a condição de operação e iniciar a introdução da codisposição. Foi considerada como partida, quando as concentrações de DQO não apresentassem grandes variações.

Os resultados das análises referentes à adaptação da biomassa da primeira inoculação estão apresentados na Tabela 13.



TABELA 13 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA NA FASE 1 DA OPERAÇÃO DO FILTRO BIOLÓGICO

Dias	Afluente										Efluente									
	pH	AT	AGV	AB	DQO	ST	STV	SST	SSV	(mg.L <sup>-1</sup> )	pH	AT	AGV	AB	DQO	ST	STV	SST	SSV	(mg.L <sup>-1</sup> )
0	6,6	344	121	284	549	747	649	NA	NA		7,1	362	96	314	206	501	377	NA	NA	
3	6,9	274	59	245	272	583	461	NA	NA		6,9	297	93	250	210	257	41	NA	NA	
6	6,4	258	87	214	274	389	149	NA	NA		7,0	284	72	248	177	323	71	NA	NA	
9	6,8	362	74	325	333	569	282	NA	NA		7,0	372	69	337	204	384	261	NA	NA	
12	6,7	347	57	319	537	517	331	259	209		6,9	348	90	303	166	168	88	14	12	
17	6,8	368	68	334	329	376	137	223	177		7,1	362	81	322	188	475	237	52	29	
20	6,9	367	82	326	316	531	273	123	105		6,9	383	75	346	203	461	393	94	72	
23	6,7	382	92	336	285	547	389	213	176		7,1	355	131	290	221	380	92	43	37	
27	6,7	291	123	230	327	500	300	272	220		6,9	328	91	282	150	302	104	24	21	
<b>n</b>	9	9	9	9	9	9	9	5	5		9	9	9	9	9	9	9	5	5	
<b>Média</b>	6,7	333	85	290	358	529	330	218	177		7,0	343	89	299	192	361	185	45	34	
<b>DP</b>	0,2	46	24	49	108	110	158	59	45		0,1	34	19	35	23	110	136	31	23	
<b>Máx.</b>	6,9	382	123	336	549	747	649	272	220		7,1	383	131	346	221	501	393	94	72	
<b>Mín.</b>	6,4	258	57	214	272	376	137	123	105		6,9	284	69	248	150	168	41	14	12	

NOTA: DP – Desvio padrão; AT – Alcalinidade total; AGV – Ácidos graxos voláteis; AB – Alcalinidade a bicarbonatos; DQO – Demanda química de oxigênio; ST – Sólidos totais; STV – Sólidos totais voláteis; SST – Sólidos suspensos totais; SSV – Sólidos suspensos voláteis; NA – Não avaliado.

Foi possível observar um pequeno aumento do pH no efluente do FB, variando de 6,9 a 7,1 tendo como média o valor de 6,7, enquanto que no afluente os valores variaram de 6,4 a 6,9, sendo a média 7,0. Esse aumento de pH pode estar relacionado com a produção de AB no reator ou com a liberação de CO<sub>2</sub>. O comportamento do FB quanto ao pH, AT, AGV e AB estão apresentados na Figura 33.

Quanto à concentração de DQO, houve uma variação maior na saída do UASB, entretanto, quando se avalia a concentração de DQO na saída do FB, observa-se que se mantém mais estável, conforme Figura 34. Pode-se observar que mesmo quando ocorreram picos de DQO na entrada, o reator manteve a mesma tendência. Cabe destacar que o FB estava operando em batelada de três dias.

FIGURA 33 – VARIAÇÃO DO pH, AT, AGV E AB NA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA DO FILTRO BIOLÓGICO – FASE 1

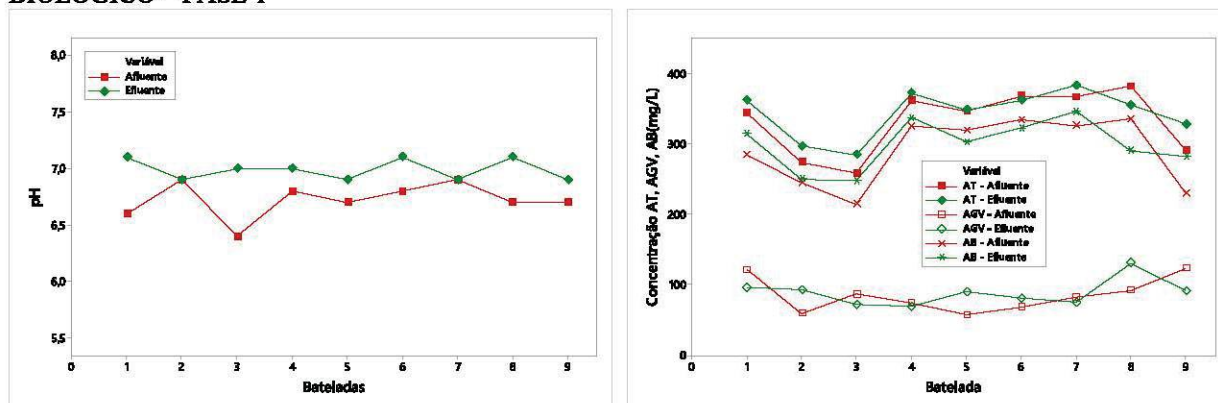
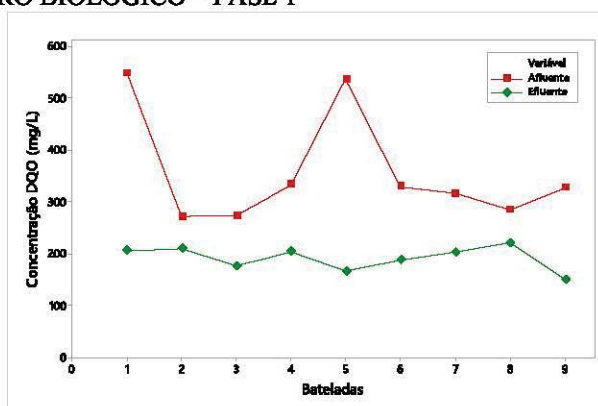
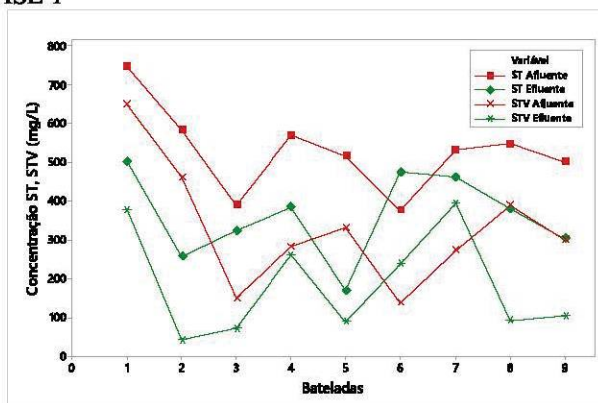


FIGURA 34 – AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE DQO DURANTE O PERÍODO DE ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA NO FILTRO BIOLÓGICO – FASE 1



Quanto aos sólidos, já era esperada maior variação, uma vez que a inoculação e imobilização do meio suporte ocorreram no próprio reator e, naturalmente, ocorreu uma lavagem dos sólidos ou de biomassa que não aderiu ao meio suporte. A Figura 35 apresenta a variação da concentração de sólidos durante a etapa de adaptação da biomassa do FB.

FIGURA 35 – VARIAÇÃO CONCENTRAÇÃO DE ST E STV NA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA DO FILTRO BIOLÓGICO – FASE 1





Pode-se observar ainda que, entre as bateladas 6 e 8, ocorreu uma elevação na concentração de sólidos na saída, inclusive, maior do que na entrada, mostrando que ainda, havia lodo de inóculo no sistema. Porém, esta condição não foi observada nas amostras posteriores. Nas duas últimas coletas foram avaliadas concentração de oxigênio dissolvido no efluente do FB e os valores encontrados foram de  $2,45 \text{ mg.L}^{-1}$  e de  $1,47 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

Após 27 dias de acompanhamento da adaptação da biomassa, como a concentração de DQO no efluente não apresentava grandes variações, foi considerada a partida do FB, sendo então modificado o tipo de operação (de batelada para alimentação contínua) e o tipo de substrato (introduzindo a codisposição).

#### 4.2.1.2 Operação do sistema UASB e Filtro Biológico em Alta Taxa

O fluxo de alimentação do FB passou a ser contínuo, sendo alimentado com o efluente do reator UASB piloto operando na codisposição de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, na proporção de 5% de lixiviado. A vazão de operação do FB foi de  $18 \text{ L.h}^{-1}$ . Adotada para um TDH teórico de 2 horas, conforme Abou-Elala et al. (2015).

Nessa etapa foram realizadas duas amostragem (coletas) em um período de operação de 30 dias. Os valores obtidos na primeira coleta dessa etapa estão apresentados na Tabela 14.

TABELA 14 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA OPERAÇÃO DA FASE 1

Parâmetro	UN	COLETA 1			COLETA 2		
		Entrada UASB	Saída UASB / Entrada FB	Saída FB	Entrada UASB	Saída UASB / Entrada FB	Saída FB
pH	-	7,8	7,8	7,7	8,6	8,4	8,5
AT	$\text{mg.L}^{-1}$	771	641	632	1.032	668,0	598,0
AGV	$\text{mg.L}^{-1}$	150	63	57	134	65,3	46,8
DQO	$\text{mg.L}^{-1}$	516	422	300	572	294,6	315,1
DBO	$\text{mg.L}^{-1}$	560	400	400	NA	NA	NA
ST	$\text{mg.L}^{-1}$	818	692	662	846,0	782,0	756,0
STV	$\text{mg.L}^{-1}$	350	250	208	442,0	596,0	480,0
SST	$\text{mg.L}^{-1}$	63	57	36	70,0	48,0	36,0

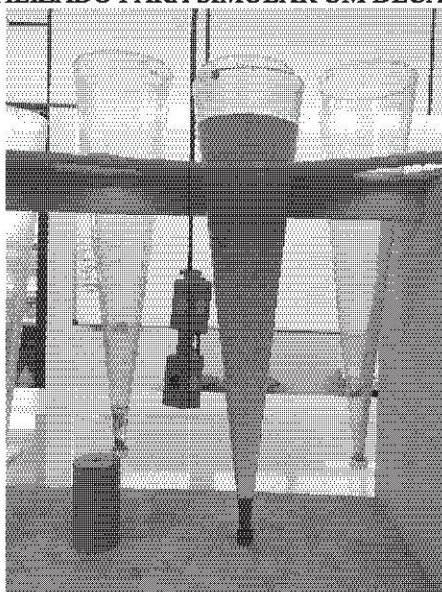
NOTA: AT – Alcalinidade total; AGV – Ácidos graxos voláteis; DQO – Demanda química de oxigênio; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; ST – Sólidos totais; STV – Sólidos totais voláteis; SST – Sólidos suspensos totais; NA – Não avaliado.

Os valores de pH, AT e AGV do efluente do FB mantiveram-se próximos do afluente, não sendo observados grandes variações. Quanto à remoção de matéria orgânica medida em

DQO e DBO, as eficiências observadas foram baixas ou nulas, com aumento na saída de DQO do FB. A eficiência de DQO na primeira coleta ficou em 29% e não houve remoção de DBO. Na segunda coleta, ocorreu acréscimo de DQO na saída do FB.

O FBP operou sem decantação secundária e sem recirculação, sendo utilizado um cone Imhoff para a realização das análises, conforme pode ser observado na Figura 36.

FIGURA 36 – CONE IMHOFF UTILIZADO PARA SIMULAR UM DECANTADOR SECUNDÁRIO



FONTE: O AUTOR

As concentrações de sólidos no efluente do FB, quando o sistema está operando nas condições adequadas refere-se à produção de lodo que, segundo Gonçalves et al. (2001), é determinada em função da DQO removida e da concentração de SST observada no efluente. Como não houve remoção de DQO a concentração de sólidos no efluente final, está relacionada ao desprendimento da biomassa.

Em função dos resultados quanto à qualidade final do efluente do FB, algumas hipóteses foram consideradas:

- A taxa de aplicação hidráulica aplicada estava muito alta, o que não favoreceu a aderência da biomassa no meio suporte ou que ocasionou uma lavagem do que estava aderida, considerando, ainda, que não estava adaptada à codisposição.
- A biomassa não aderiu ao tipo de meio suporte em função das características do condutite ou das características do próprio lodo usado como inóculo, uma vez que era oriundo de um sistema de lodos ativados com aeração prolongada.



Assim, com base nas hipóteses levantadas a operação do FB foi modificada, diminuindo a taxa de aplicação hidráulica e estabelecendo nova inoculação com lodo de um sistema de filtro biológico percolador, operando em baixa taxa.

#### 4.2.2 FASE 2 – Operação do sistema UASB e Filtro Biológico em baixa taxa

Nessa fase o UASB operou com vazão de  $18 \text{ L.h}^{-1}$  e o FB operou com vazão de  $7 \text{ L.h}^{-1}$  e TAH de  $5,35 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  – Baixa Taxa, considerando a operação como filtro biológico percolador. As etapas de adaptação e operação foram semelhantes à Fase 1.

##### 4.2.2.1 Adaptação da biomassa

O inóculo escolhido apresentou maiores concentrações de sólidos, conforme apresentado anteriormente, também se optou por aumentar o tempo de permanência do inóculo e substrato no FB, visando favorecer a aderência da biomassa no meio suporte. Os valores observados na adaptação da biomassa estão apresentados na Tabela 15.

TABELA 15 – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA PRIMEIRA COLETA DA ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA NA FASE 2 DA OPERAÇÃO DO FILTRO BIOLÓGICO

Parâmetro	UN	Primeira coleta		Segunda coleta		Terceira coleta	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO	$\text{mg.L}^{-1}$	475	78	258	177	370	130
ST	$\text{mg.L}^{-1}$	809	1.165	360	469	458	344
STV	$\text{mg.L}^{-1}$	416	911	173	124	94	144

NOTA: DQO – Demanda química de oxigênio; ST – Sólidos totais; STV – Sólidos totais voláteis.

O descarte do efluente do FB com esgoto ocorreu após 27 dias. O efluente apresentou uma concentração de DQO  $78 \text{ mg.L}^{-1}$ . Porém, foi observada que houve um acréscimo na concentração de ST e STV, característica comum devida à possível lavagem da biomassa em excesso e que não aderiu ao meio suporte.

A segunda coleta de amostra ocorreu após nove dias, tempo em que o sistema permaneceu em batelada. Nesta coleta foi observado que a concentração de DQO foi de  $177 \text{ mg.L}^{-1}$  e de STV  $124 \text{ mg.L}^{-1}$ , ficando abaixo do que foi observado na primeira coleta, que foi de  $911 \text{ mg.L}^{-1}$ . Já na terceira coleta, realizada após cinco dias em que o sistema permaneceu em batelada, a concentração de DQO foi de  $130 \text{ mg.L}^{-1}$  e de STV de  $144 \text{ mg.L}^{-1}$ , indicando uma tendência de estabilidade no FB e aderência da biomassa ao meio suporte.

Assim, após 41 dias de adaptação foi modificado o fluxo de alimentação e o efluente a ser tratado, sendo dada a partida no FB.

#### 4.2.2.2 Operação do sistema UASB e Filtro Biológico em Baixa Taxa

Todos os dados referentes à avaliação do sistema proposto, em escala piloto, para a codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, na proporção volumétrica de 5% estão apresentados no APÊNCICE A.

A primeira amostra para os parâmetros pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonatos, ocorreu 20 dias após início de operação do sistema piloto. Os dados referentes ao monitoramento estão apresentados na Tabela 16.

TABELA 16 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – pH, ALCALINIDADE TOTAL, ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS E ALCALINIDADE A BICARBONATOS.

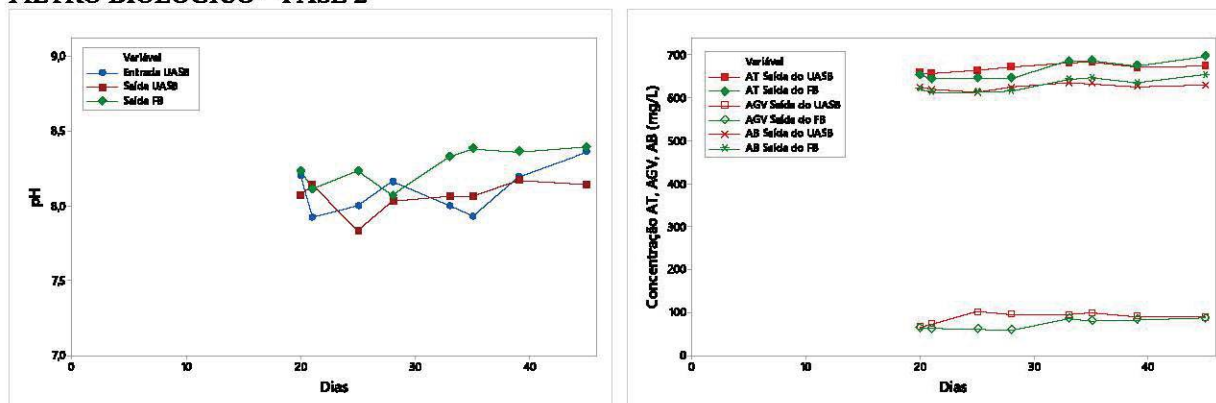
Dias de operação	Entrada UASB				Saída UASB – Entrada FB				Saída FB			
	pH	AT	AGV	AB	pH	AT	AGV	AB	pH	AT	AGV	AB
	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>
20	8,2	727	151	651	8,1	657	66	624	8,2	653	63	621
21	7,9	659	106	606	8,1	656	73	619	8,1	644	62	613
25	8,0	705	151	629	7,8	663	101	612	8,2	645	61	614
28	8,2	712	105	660	8,0	672	95	625	8,1	645	58	616
33	8,0	677	93	631	8,1	681	94	634	8,3	685	85	643
35	7,9	664	81	623	8,1	683	99	633	8,4	687	80	647
39	8,2	681	89	636	8,2	671	90	626	8,4	675	82	634
45	8,3	707	87	663	8,1	674	89	629	8,4	697	86	654
n	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Méd.	8,1	692	108	637	8,1	670	88	625	8,3	666	72	630
DP	0,1	25	28	19	0,1	10	12	7	0,1	22	12	16
Máx	8,3	727	151	663	8,2	683	101	634	8,4	697	86	654
Mín	7,9	659	81	606	7,8	656	66	612	8,1	644	58	613

NOTA: DP – Desvio padrão; AT – Alcalinidade total; AGV – Ácidos graxos voláteis; AB – Alcalinidade a bicarbonatos.

Os valores de AT e AB não apresentaram muitas variações no efluente do FB em relação à entrada (Figura 37), mas houve redução dos AGV, sendo que a relação AT/AGV ficou entre 8,06 e 10,57 para o FB, superior ao do UASB, cuja relação variou entre 7,07 e 9,95. Segundo Chernicharo (2011), valores de relação AT/AGV acima de 4,0 indicam boa capacidade de tamponamento, principalmente, em reatores anaeróbios.



FIGURA 37 – VARIAÇÃO DO pH, AT, AGV E AB NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2



Os valores médios de concentração de AT nos três pontos de análise ficaram bem próximos, sendo  $692 \pm 25 \text{ mg.L}^{-1}$  para a entrada do reator UASB,  $670 \pm 10 \text{ mg.L}^{-1}$  para a saída do UASB e entrada do FB, e  $666 \pm 22 \text{ mg.L}^{-1}$  para a saída do FB. Assim como para AT, os valores de concentração de AGV ficaram próximos nos três pontos de coleta, sendo  $108 \pm 28 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $88 \pm 12 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $72 \pm 12 \text{ mg.L}^{-1}$  para a entrada do UASB, saída do UASB (entrada do FB) e para a saída do FB, respectivamente.

Quanto à AB foi possível observar que relação AB/AT apresentou sempre valores superiores a 0,89, sendo a parcela de alcalinidade mais significativa da alcalinidade total. Segundo Ribas et al. (2007), a AB é a responsável direta pela capacidade de tamponamento do sistema, sendo importante a sua avaliação, principalmente em sistemas anaeróbios. Os valores médios de AB observados no sistema foram:  $637 \pm 19 \text{ mg.L}^{-1}$  na entrada do reator UASB;  $625 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$  na saída do UASB (entrada do FB); e  $630 \pm 16 \text{ mg.L}^{-1}$  na saída do FB.

Foi observado que o pH no efluente da entrada do UASB, devido à presença do lixiviado no efluente, se manteve entre 7,9 e 8,3, ou seja, ficando em algumas análises, fora da faixa de valores ideais de pH para o melhor desempenho do reator UASB, que varia de 6,0 a 8,0, segundo Chernicharo (2016). Segundo Baettker (2019), esse pH pode exercer efeito inibitório para o desenvolvimento adequado das arqueas metanogênicas, que são os microrganismos mais sensíveis envolvidos no processo de digestão anaeróbia. Os valores de pH observados no efluente da saída do reator UASB (entrada do FB) ficaram próximos dos observados no afluente do sistema, variando de 7,8 a 8,2,

Entretanto, segundo von Sperling (2017), o valor de pH está diretamente relacionado à presença de alcalinidade e AGV no sistema, dessa forma, a manutenção do pH na saída do

UASB pode estar relacionada com a diminuição da concentração de AGV, visto que a concentração de AT e AB se mantiveram praticamente constantes.

Porém, após o FB ocorreu uma elevação no pH, variando os valores de 8,1 a 8,4, mesmo existindo um consumo de alcalinidade total. A elevação do pH pode estar relacionada a liberação de CO<sub>2</sub> devido à percolação do efluente no meio suporte, conforme indicado por Nascimento (2001).

Portanto, no processo de digestão anaeróbia há a formação de AGV, sendo a alcalinidade a responsável por absorver a variação do pH causada pelo acréscimo da concentração de AGV. Dessa forma, a presença de AGV no sistema funciona como um indicativo da ocorrência de remoção de matéria orgânica no sistema. E em sistemas aeróbios, como filtros biológicos, segundo Zoppas et al. (2016), a alcalinidade do meio pode reduzir quando processos de nitrificação acontecem. Quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, os resultados obtidos estão na Tabela 17 e na Figura 38.

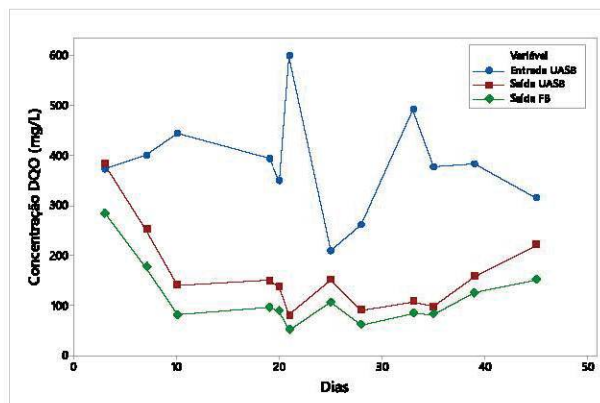
TABELA 17 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – DQO E NITROGÊNIO AMONIACAL

Dias de operação	Entrada UASB		Saída UASB – Entrada FB		Saída FB	
	DQO mg.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg.L <sup>-1</sup>	DQO mg.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg.L <sup>-1</sup>	DQO mg.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg.L <sup>-1</sup>
3	372	NA	382	NA	284	NA
7	400	NA	251	NA	176	NA
10	443	NA	140	NA	80	NA
19	394	NA	149	NA	95	NA
20	348	NA	136	NA	87	NA
21	598	NA	81	NA	50	NA
25	208	95	151	71	106	77
28	261	NA	90	NA	61	NA
33	491	107	106	71	83	71
35	376	NA	97	NA	82	NA
39	383	119	157	107	125	107
45	314	89	221	107	151	95
n	12	4	12	4	12	4
Méd.	382	102	163	89	115	88
DP	102	13	85	21	64	16
Máx	598	119	382	107	284	107
Mín	208	89	81	71	50	71

NOTA: DP – Desvio padrão; DQO – Demanda química de oxigênio; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio amoniacal; NA – Não avaliado.



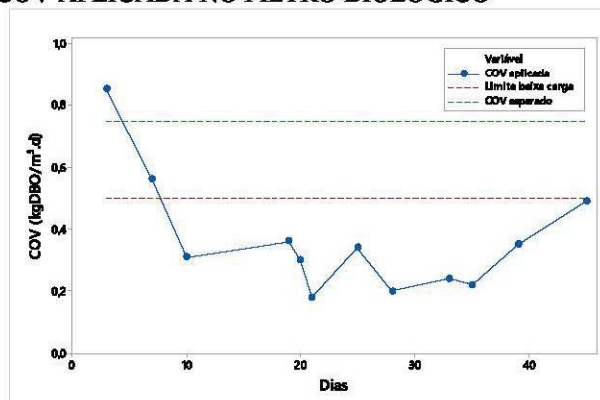
FIGURA 38 – VARIAÇÃO DA DQO NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2



Foi observada grande variação na concentração da DQO na entrada do sistema, como indicado na Figura 38. Ainda, foi possível observar que a remoção de DQO no FB seguiu a tendência da concentração da saída do UASB, ou seja, o FB não absorveu as flutuações de carga aplicadas, fato esse que foi observado no UASB. É importante ressaltar que a parcela inerte da DQO presente no lixiviado pode ficar mais representativa a cada processo do sistema, pois a parcela da DQO removida primeiramente é a parcela biodegradável, restando parcela recalcitrante.

A Figura 39 ainda apresenta a variação da COV aplicada no FB, comparada com o limite para baixa carga e o valor de COV esperado no sistema, verificando que ocorreu variação durante a operação. Essa variação pode ter causado algum impacto na eficiência do sistema.

FIGURA 39 – VARIAÇÃO DA DQO NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 E COV APLICADA NO FILTRO BIOLÓGICO



Segundo apresentado por Almeida (2007), filtros biológicos com meios suportes plásticos randômicos apresentam maior sensibilidade a variações de cargas aplicadas, o que acaba por diminuir o rendimento na remoção de matéria orgânica e matéria nitrogenada.

A remoção média de DQO pelo sistema foi de 70%, sendo 57% a eficiência do UASB e 30% a eficiência do FB. Sendo que no UASB a eficiência de remoção ficou próximo ao obtido por Baettker (2019), que operou este mesmo reator nas mesmas condições até agosto de 2018, com eficiência média de 49%. A variação da eficiência observada nesse estudo e no de Baettker (2019) pode estar relacionado com a maior biodegradabilidade do lixiviado coletado em Agosto, que não foi utilizado pela autora, que encerrou sua pesquisa antes dessa coleta.

Porém, a eficiência obtida para a remoção de DQO no reator UASB ficou abaixo do valor encontrado por Torres-Lozada (2010), que obteve 73% de eficiência com um reator UASB em escala de bancada, com TDH de 8 horas e efluente composto por esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário na proporção de 5%, mas mantido a temperatura controlada em 27°C. Também ficou abaixo de Torres et al. (2009), que obtiveram eficiência de remoção de 75% para um UASB, em escala de bancada, trabalhando na codisposição com proporção volumétrica de 5%, e TDH de 24 horas.

A remoção média de DQO no FB foi de 30%, abaixo dos valores obtidos por Silva e Leite (2015) que foi de 38%, para um FBP. Vale ressaltar que os autores operaram um sistema composto por reator UASB seguido de um FBP, operando em bateladas, tratando efluente composto por esgoto doméstico e lixiviado na proporção de 1%. O meio suporte utilizado foi a brita e os autores concluíram que a o sistema UASB seguido por FBP (operando em bateladas) é uma alternativa viável para a codisposição de lixiviado com esgoto doméstico. Quando é analisada a eficiência média de remoção de DQO do sistema completo estudado por Silva e Leite (2015) o valor encontrado foi de 85% e 89% nas duas etapas de operação do FBP estudado pelos autores, sendo o tempo de ciclo do FBP na primeira etapa 8 horas e na segunda etapa 4,3 horas.

Já concentração de nitrogênio amoniacal ao fim do sistema teve valor médio de 88 mg.L<sup>-1</sup>, ficando acima do permitido para o lançamento de efluentes e corpos hídrico, definido pela resolução CONAMA 430/11. Quando comparado com o sistema de Silva e Leite (2015), o valor de 88 mg.L<sup>-1</sup>, ficou bem acima do encontrado pelos autores, que foi de 18 mg.L<sup>-1</sup>. Os autores obtiveram nitrificação no FBP que estudaram, chegando a encontrar eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de até 61%, já nesse estudo a remoção de



nitrogênio amoniacal no sistema foi de 13%, podendo estar relacionado ao metabolismo bacteriano do que à presença de organismos nitrificantes.

Quanto às concentrações da série de sólidos, os resultados, referentes ao monitoramento, estão apresentados na Figura 40 e na Tabela 18.

FIGURA 40 – VARIAÇÃO DO ST E STV NA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2

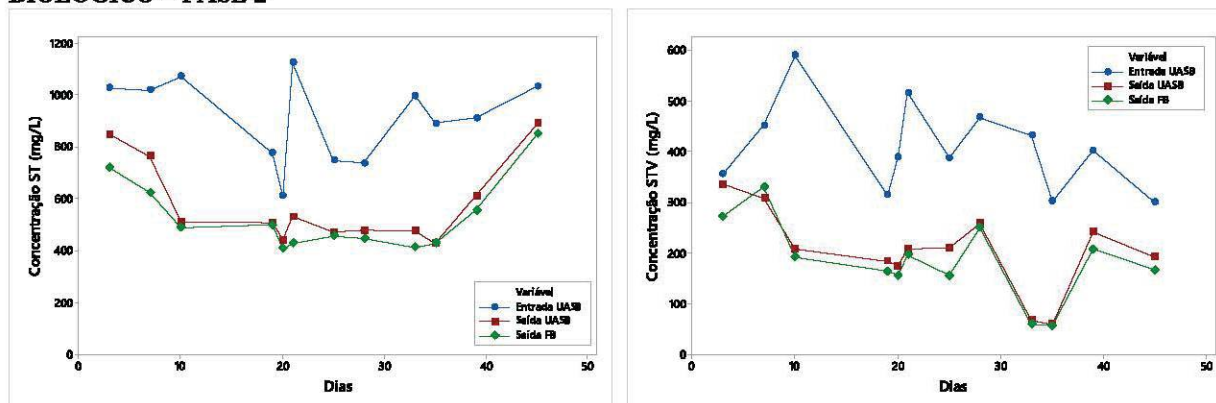


TABELA 18 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – SÓLIDOS.

Dias	Entrada UASB				Saída UASB – Entrada FB				Saída FB			
	ST	STV	SST	SSV	ST	STV	SST	SSV	ST	STV	SST	SSV
	mg.L <sup>-1</sup>				mg.L <sup>-1</sup>				mg.L <sup>-1</sup>			
3	1.028	356	NA	NA	848	336	NA	NA	720	272	NA	NA
7	1.020	452	52	38	764	308	30	29	624	330	2	NA
10	1.072	590	63	58	512	208	28	22	488	192	11	9
19	776	314	42	NA	508	184	17	NA	498	164	8	3
20	610	390	58	56	442	174	13	19	408	156	8	NA
21	1.124	516	88	72	532	208	12	9	428	196	8	6
25	748	388	21	16	470	210	17	15	456	156	4	3
28	738	468	NA	NA	478	258	NA	NA	446	250	NA	NA
33	996	432	260	177	476	68	13	4	412	60	10	3
35	892	302	NA	NA	428	60	NA	NA	428	56	NA	NA
39	912	402	NA	NA	612	242	NA	NA	556	208	NA	NA
45	1034	300	NA	NA	890	192	NA	NA	850	166	NA	NA
n	12	12	7	6	12	12	7	6	12	12	7	5
Méd.	912	409	83	70	580	204	18	16	526	184	7	5
DP	161	88	81	56	162	82	8	9	139	79	3	3
Máx	1.124	590	260	177	890	336	30	29	850	330	11	9
Mín	610	300	21	16	428	60	12	4	408	56	2	3

NOTA: DP – Desvio padrão; ST – Sólidos totais; STV – Sólidos totais voláteis; SST – Sólidos suspensos totais; SSV – Sólidos suspensos voláteis; NA – Não avaliado.

Assim como observado para a remoção de DQO, o comportamento do FB quanto aos ST e STV seguiu a tendência da concentração aplicada no filtro, ou seja, não absorvendo as variações de carga aplicada, conforme pode ser visto na Figura 40.

Quanto à concentração de STV o valor médio obtido para a entrada do sistema foi de  $409 \pm 88 \text{ mg.L}^{-1}$ , já para a saída do reator UASB (entrada do FB) a concentração média foi de  $204 \pm 82 \text{ mg.L}^{-1}$ , e para o efluente do FB a concentração média de ST foi de  $184 \pm 79 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Para SST, a concentração do efluente de entrada de  $184 \pm 81 \text{ mg.L}^{-1}$ , na saída do UASB de  $18 \pm 8 \text{ mg.L}^{-1}$  e na saída do FB de  $7 \pm 3 \text{ mg.L}^{-1}$ . Já para SSV as concentrações foram de  $70 \pm 56 \text{ mg.L}^{-1}$ , na entrada do reator UASB,  $16 \pm 9 \text{ mg.L}^{-1}$  na saída do reator UASB (entrada do FB) e  $5 \pm 3 \text{ mg.L}^{-1}$  na saída do FB.

Segundo Almeida et al. (2011), quando avaliaram FBP com diferentes meio suporte, verificaram que as aparas de conduítes, bem como os anéis plásticos, apresentaram maior variabilidades nas concentrações sólidos suspensos totais, devido a um possível menor potencial de retenção de sólidos, dadas as condições operacionais impostas, ou seja, aplicação de baixas COV nos FBP. Desta forma, o uso de materiais com maior área superficial específica não proporcionou melhoria no desempenho do FBP.

Cabe destacar ainda, que os sistemas biológicos são diretamente influenciados pela toxicidade de alguns compostos químicos, que podem estar presentes em lixiviados de aterros sanitários. Esta toxicidade afeta a composição da microfauna e a aderência da biomassa ao meio suporte. Uma forma de avaliação de toxicidade por compostos químicos é a verificação da condutividade elétrica (capacidade da água em transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions) e, considerando que a codisposição pode conter compostos químicos tóxicos aos processos biológicos, principalmente ao FB, foi avaliada a condutividade elétrica na entrada e saída do FB, cujos resultados estão apresentados na Tabela 19.



TABELA 19 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2 – CONDUTIVIDADE

Dias de operação	Condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	
	Entrada FB	Saída FB
20	1.270	1.171
21	1.072	1.111
25	1.111	992
28	919	879
33	1.075	1.016
35	1.028	1.055
39	1.413	1.364
45	1.542	1.531
n	8	8
Méd.	1.179	1.140
DP	211	213
Máx	1.542	1.531
Mín	919	879

De acordo com Dan et al. (2003), valores elevados de condutividade no afluente pode afetar a transferência de massa ou transporte de compostos químicos entre o meio e o interior da célula microbiana, mudando o metabolismo e causando efeitos de inibição ao desenvolvimento microbiano diminuindo, assim, a eficiência de tratamento. Os autores ainda citam o valor de  $1800 \mu\text{S.cm}^{-1}$  como valor máximo para condutividade elétrica para que sistemas de tratamento biológicos não sofram com efeitos de toxicidade, prejudicando assim o desenvolvimento da biomassa microbiana.

Segundo von Sperling (2007), no Brasil a condutividade elétrica não é utilizada como padrão de monitoramento do lançamento de efluentes e corpos de água, sendo que em águas naturais, as faixas de condutividade elétrica variam de 10 a  $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$ , porém em águas muito poluídas por esgotos domésticos ou industriais, os valores de condutividade são próximos de  $1000 \mu\text{S.cm}^{-1}$

#### 4.3 ETAPA 2 – AVALIAÇÃO DO MEIO SUPORTE UTILIZADO NO FILTRO BIOLÓGICO

A quantificação da biomassa aderida e a avaliação da formação do biofilme, durante o monitoramento da Fase 2 foi determinada pela diferença entre a biomassa aderida ao meio suporte após o período de adaptação de 41 dias (operando em batelada, com esgoto

doméstico), e a biomassa aderida ao meio suporte ao final do período de operação de 45 dias (em fluxo contínuo, com vazão de  $7 \text{ L.h}^{-1}$  e tratando efluente do UASB com codisposição).

A quantificação foi feita por meio da concentração de STV, logo após o período de adaptação a concentração de STV aderido ao conduíte (usado como meio suporte) foi de  $362 \text{ mg.L}^{-1}$ , após a operação em fluxo contínuo a concentração de STV aderidos ao meio suporte foi de  $102 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultado em uma redução de 72%.

A Figura 41 mostra fotos do conduíte com a biomassa aderida antes e depois da operação da Fase 2.

FIGURA 41 – FOTOS DOS CONDUÍTES COM BIOMASSA ADERIDA ANTES E APÓS A OPERAÇÃO DO FB NA FASE 2.



ANTES DA OPERAÇÃO NA FASE 2

APÓS A OPERAÇÃO FASE 2

FONTE: O AUTOR

Quando é analisada a relação A/M da biomassa aderida no meio suporte, utilizando como parâmetro a DQO e STV é observada uma variação de  $2,11 \text{ kgDQO.kgSTV}^{-1}$ , antes da operação, para  $7,50 \text{ kgDQO.kgSTV}^{-1}$ , após a operação. Esse valor indica um excesso de alimento em comparação à quantidade de microrganismos no sistema.

Mac Conell (2014) avaliou a relação A/M de um FBP tratando efluente de um reator UASB, sendo utilizado um meio suporte um plástico alternativo (*Rotopac*) e espuma de poliuretano. A autora encontrou relação A/M variando de 0,15 a  $0,55 \text{ kgDQO.kgSTV}^{-1}$  para o meio suporte Rotopac e 0,01 a  $0,02 \text{ kgDQO.kgSTV}^{-1}$  para a espuma de poliuretano, ficando esses valores mais próximos da faixa indicada por Metcalf & Eddy (2017) para relação A/M em sistemas de lodos ativados, que varia de 0,1 a  $1,0 \text{ kgDBO.kgSSV}^{-1}$ , não sendo apresentando valores de relação A/M para filtro percoladores.



Essa avaliação vem colaborar com a hipótese de que houve dificuldade de aderência da biomassa ao meio suporte, quando operado com fluxo contínuo. Conforme indicado por Borba (2017), a operação de FBP com recheio plástico em baixa taxa, não é recomendada, devido à elevada superfície específica desse tipo de recheio, o que acaba não acarretando o molhamento de todo o meio suporte.

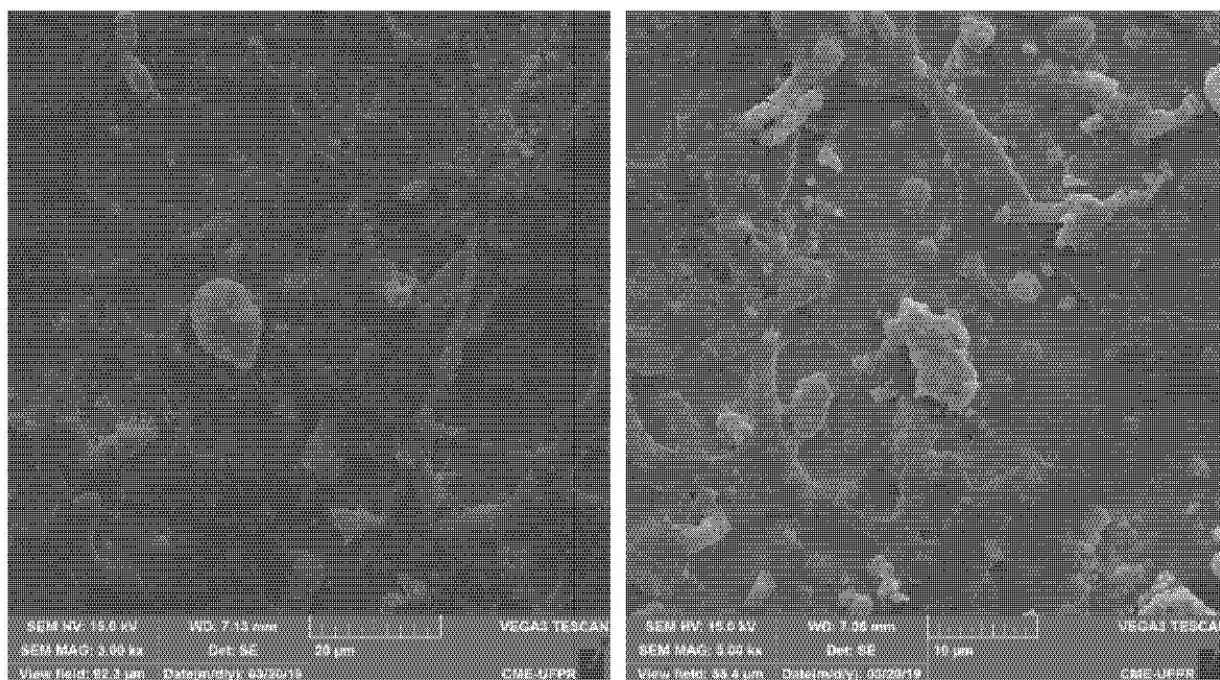
Por meio da MEV foi avaliada a presença de formas semelhantes a microrganismos na biomassa aderida ao meio suporte, sendo as formas semelhantes encontrados na biomassa antes e depois da operação do FB na Fase 2 estão indicadas na Figura 42.

No lodo aderido ao meio suporte antes da operação do FB na Fase 2 são observadas formas semelhantes a bastonetes e cocos indicando a possível predominância de bactérias na biomassa, sendo observada também formas semelhantes a filamentosas.

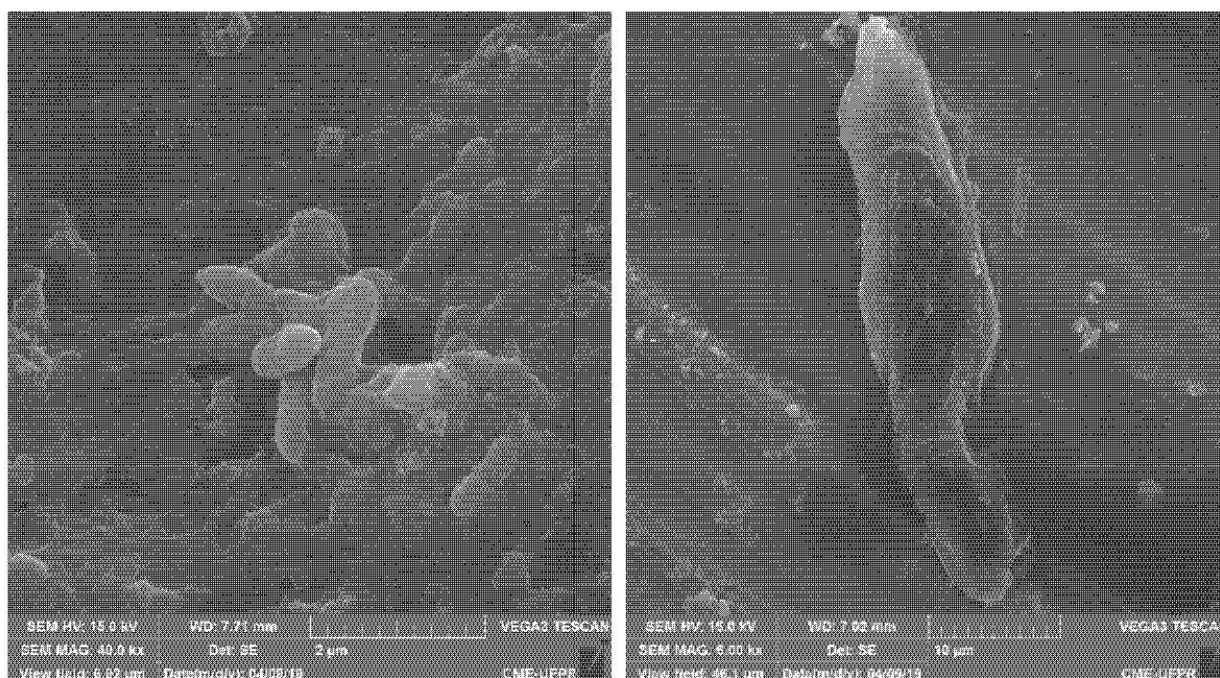
Na biomassa aderida ao meio suporte após a operação do FB na Fase 2 a diversidade de formas semelhantes a microrganismos diminuiu, sendo que o lodo apresentou grande quantidade de sólidos fixos, que não representam microrganismos.



**FIGURA 42 – FORMAS SEMELHANTES ENCONTRADAS NA BIOMASSA ADERIDA AO MEIO SUPORTE ANTES E APÓS A OPERAÇÃO DO FB - NA FASE 2**



**Antes da operação do FB em baixa carga, operando em batelada**



**Após operação do FB em baixa carga, operando com  $Q = 7 \text{ L.h}^{-1}$**

Não foi observada, em nenhum dos dois ensaios, a presença de formas semelhantes a fungos, protozoários e a microrganismos nitrificantes, ficando de acordo com a baixa eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal observada. Segundo Missagia (2010) a baixa



diversidade de microrganismos pode funcionar como um indicativo da baixa qualidade da biomassa. É importante ressaltar que apenas um ensaio de MEV não é o suficiente para definir toda a microbiota presente no biofilme.

#### 4.4 AVALIAÇÃO GERAL DO SISTEMA UASB E FB PROPOSTO PARA A CODISPOSIÇÃO

Os efluentes utilizados no estudo tiveram grande variação em sua composição, sendo isso uma característica comum para esses tipos de efluente, principalmente o lixiviado de aterro sanitário. O esgoto doméstico utilizado apresentou concentração média de matéria orgânica, medida em termos de DQO de  $226,4 \pm 93,4 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Na primeira coleta de lixiviado a foi encontrada a DQO de  $7.676 \text{ mg.L}^{-1}$  e a DBO de  $2.500 \text{ mg.L}^{-1}$ , ficando em 0,33 a relação DBO/DQO. Já na segunda coleta de lixiviado a DQO encontrada foi de  $10.852 \text{ mg.L}^{-1}$  e a DBO foi de  $5.833 \text{ mg.L}^{-1}$ , apresentando relação DBO/DQO de 0,54. Dessa forma o lixiviado da segunda coleta apresentou uma capacidade de biodegradabilidade maior, quando comparado ao lixiviado da primeira coleta, mesmo apresentando uma maior concentração de DQO. Essa característica pode ser confirmada com o ensaio de DQO inerte, onde a parcela recalcitrante encontrada no lixiviado da segunda coleta (27,21%) foi menor que a da primeira coleta (39,09%).

O UASB avaliado apresentou eficiências médias de 57% na remoção de DQO e 13% na remoção de nitrogênio amoniacal. Os valores apresentados estão condizentes com os valores já apresentados em outros estudos de reatores UASB operando na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico.

O FB avaliado passou por duas fases de avaliação: Fase 1 – Alta taxa e Fase 2 – Baixa taxa. Na Fase 1, a TAH aplicada estava muito alta ( $13,75 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ), o que não favoreceu a aderência da biomassa no meio suporte ou que ocasionou uma lavagem do que estava aderida

Já na Fase 2, a eficiência média de remoção de DQO encontrada foi de 30%, para TAH de  $5,35 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , não sendo observada remoção significativa de nitrogênio amoniacal.

Na avaliação da biomassa foi observada uma diminuição da quantidade de sólidos aderidos ao meio suporte no decorrer da operação do FBP, o que pode ser um indício de dificuldades na adaptação da biomassa a esse processo. Essa dificuldade de adaptação da biomassa também pode estar relacionada ao meio suporte utilizado, em função das características do conduíte. Além disso, foi notada uma variação das formas semelhantes a microrganismos na biomassa aderida após a etapa de operação do FB.

Os resultados alcançados nessa pesquisa não se mostraram favoráveis a ampla utilização de aparas de conduítes como meio suporte de um FB utilizado como pós-tratamento de UASB utilizado na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, porém a codisposição ainda pode ser vantajosa, principalmente em pequenos municípios, com até 50.000 habitantes.

#### 4.5 ETAPA 3 – ANÁLISE DA CODISPOSIÇÃO EM ETES COM REATORES ANAERÓBIOS E PÓS-TRATAMENTO COM FBP COMO ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário, assim como sua própria composição, é complexo, passando por variação temporal, o que torna o tratamento ainda mais complexo (RENOU et al., 2008; FERRAZ et al., 2014). Dessa forma, a codisposição pode ser uma solução para a problemática do tratamento do lixiviado de aterro sanitário, como apontado por Albuquerque (2012).

Diferentemente da tendência mundial na diminuição do uso de aterros sanitários, conforme levantado por Brennan et al. (2016), no Brasil, por meios da Política Nacional de Resíduos Sólidos, implementada pela Lei nº 12.305/10 e pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos, o uso de aterros sanitário é incentivado, com o objetivo da eliminação dos lixões.

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos previu a eliminação dos lixões no Brasil até o ano de 2014, o que não ocorreu. Dessa forma, o Ministério do Meio Ambiente lançou em Curitiba, no dia 30/03/2019, o programa Nacional Lixão Zero, como uma iniciativa para eliminar os lixões no Brasil até o ano de 2023. O programa também visa apoiar os municípios na adoção de soluções ambientalmente adequadas.

Um dos principais motivos pelos quais a eliminação dos lixões não foi alcançada foram os elevados custos envolvidos na operação e manutenção de um aterro sanitário, muitas vezes não podendo ser arcado por pequenos municípios.

Os estudos já realizados sobre a codisposição indicam que para proporções volumétricas de até 10% de lixiviado, os efeitos no tratamento de esgoto não são significativos (SANTOS, 2009a; TORRES et al., 2009; BARBA et al., 2010; CAMPOS et al., 2014). Considerando que a geração de lixiviado de aterro sanitário em cidades pequenas é baixa, a codisposição se torna muito atraente, principalmente do ponto de vista econômico, com a redução dos custos operacionais de aterros sanitários, sem causar muitos impactos nas estações de tratamento de esgoto. Facchin et al. (2000) indicam que a codisposição de



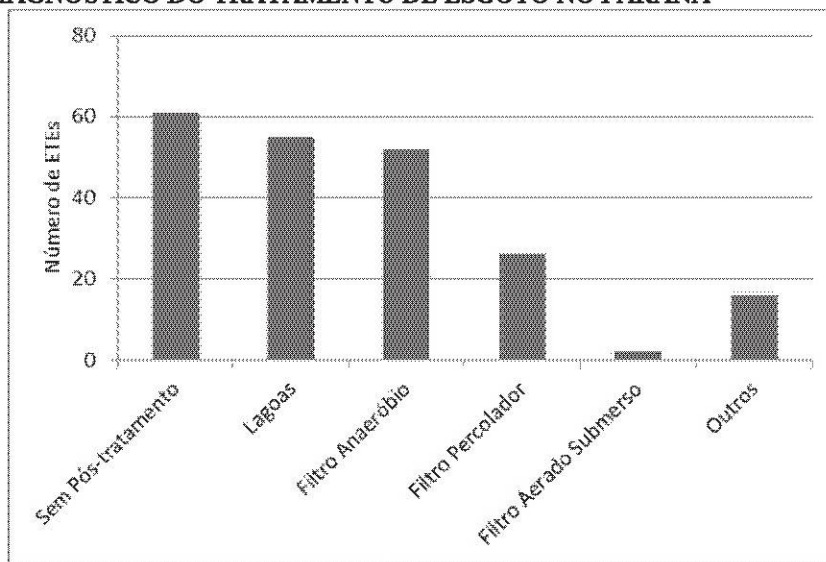
lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico é viável em municípios pequenos, até 50.000 habitantes, sendo uma opção muito interessante para a diminuição de custos dos aterros sanitários, como os custos de operação e manutenção do sistema de tratamento do lixiviado.

Considerando que o Paraná tem o maior número de UASB implantado, com diferentes tipos de sistemas de pós-tratamento, foi feito um levantamento de dados sobre o pós-tratamento de reatores UABS, com base nos dados disponibilizados no SNIS referentes ao ano de 2013 (ANA, 2017).

#### 4.5.1 Diagnóstico do pós-tratamento de UASB no Paraná

Dentre os dados de ETES no Paraná foram selecionados os dados referentes à ETES operadas pela SANEPAR e que utilizam reatores UASB ou RALF no processo de tratamento. O resultado do levantamento do pós-tratamento de reatores anaeróbios no Paraná está apresentado na Figura 43.

FIGURA 43 – DIAGNÓSTICO DO TRATAMENTO DE ESGOTO NO PARANÁ



NOTA: DADOS COLETADOS NO SNIS (ANA, 2017).

São 212 ETES no Paraná que utilizam reatores anaeróbios, segundo os dados levantados. Quando comparado com o apresentado por Chernicharo et al. (2018) mais de 35% dos reatores anaeróbios presentes no Brasil estão no Paraná, mostrando como o Paraná foi pioneiro na difusão dessa tecnologia dos reatores UASB no Brasil.

Das 212 ETEs no Paraná que utilizam reatores anaeróbios, 61 não realizam o pós-tratamento, representando aproximadamente 29% das estações. Muitos estudos já demonstram que o reator UASB sozinho não é suficiente para o atendimento dos padrões de lançamento impostos pela legislação brasileira, sendo necessária a utilização de um pós-tratamento.

151 ETEs realizam o tratamento com UASB e possuem sistema de pós-tratamento, sendo que 55 utilizam sistemas de lagoas, 52 utilizam FAn, 26 utilizam FBP, 2 utilizam FBAS e 16 realizam algum outro tipo de tratamento.

Borba (2017) realizou levantamento semelhante, porém obteve dados mais recentes, onde já é possível observar um crescimento do número de ETEs no Paraná que utilizam reatores anaeróbios (UASB ou RALF). Além disso a autora observou que 45 ETEs não realizam o pós-tratamento, uma queda de 16 ETEs quando comparado ao levantamento de dados do Atlas Esgotos (ANA, 2017).

Os demais dados encontrados por Borba (2017) são apresentados na Tabela 20, juntamente com os dados obtidos por meio de levantamentos dos dados do SNIS.

**TABELA 20 – DIAGNÓSTICO DO PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS NO PARANÁ**

<b>Processo utilizado no pós-tratamento de UASB</b>	<b>SNIS (ANA, 2017)*</b>	<b>Borba (2017)</b>
Sem pós-tratamento	61	45
Lagoas	55	59
Filtro Anaeróbio	52	77
Filtro Biológico Percolador	26	27
Filtro Aerado Submerso	2	8
Outros	16	17

NOTA: \*DADOS REFERENTES AO ANO DE 2013.

É possível observar na comparação dos dados que todas as tecnologias de pós-tratamento cresceram, mas em específico o número de pós-tratamento realizado por FAn teve crescimento acentuado, confirmando a tendência paranaense na utilização de técnicas anaeróbias. Quando comparados aos dados de Chernicharo et al. (2018), ainda é possível observar que a maior parte dos FAn em operação no Brasil, como pós-tratamento de reator anaeróbio, estão no Paraná.

Chernicharo et al. (2018) apontam também que os FBP são os mais utilizados como pós-tratamento no Brasil, o que não é observado no Paraná. O expressivo valor de FBP no Brasil é reflexo da grande quantidade desses reatores em operação em Minas Gerais e no Mato Grosso do Sul. É possível que essa tendência chegue ao Paraná, visto que com o maior



número de estudos sobre FBP, juntamente com o incentivo que vem sendo dado pelo Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETEs Sustentáveis – INCT ETEs Sustentáveis.

#### 4.5.2 Utilização de FBP na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico

Conforme indicado por Borba (2017), os FBP agregam características sustentáveis a uma ETE, visto que esse processo unitário com baixo consumo de energia elétrica e de produtos químicos, além de possuir operação e manutenção simplificadas. A característica de ETE sustentável vem sendo muito discutido no Brasil, principalmente, após a criação do INCT ETEs Sustentáveis, que vem realizando muitas pesquisas na área de tecnologias sustentáveis para o tratamento de esgotos domésticos.

O FBP tem como vantagem a possibilidade de ser utilizado, tanto em ETEs novas como em ETEs já existentes, que precisem de adequações ao processo de tratamento para atender os limites impostos pela legislação. Outra vantagem apresentada pelo FBP está na possibilidade, quando dimensionado para tal, de remover parcela da carga de nitrogênio amoniacal do efluente, por meio do processo de nitrificação.

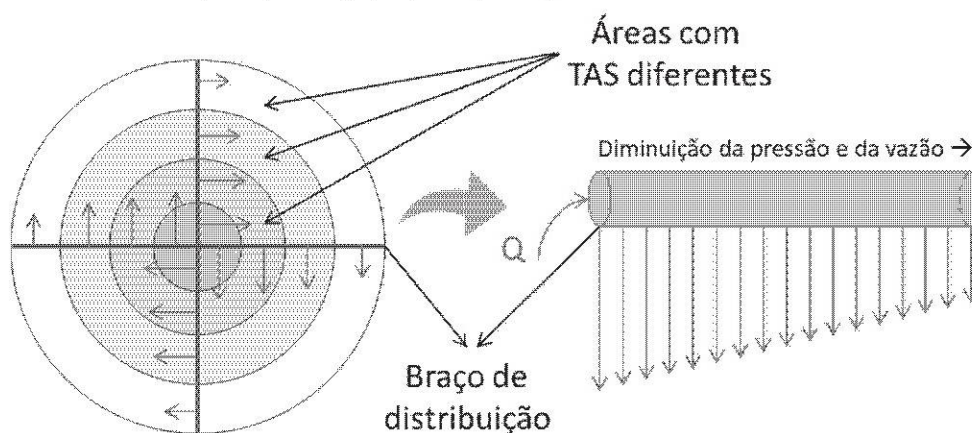
Quando comparado ao processo de Lodos Ativados, conforme apontado por Correa et al. (2017), os custos de instalação de um sistema de FBP é mais oneroso que o de um sistema de Lodos ativados, porém como o custo de operação de um sistema de lodos ativados é elevado, a utilização de FBP é mais vantajosa.

Para o adequado funcionamento de um FBP, diversos cuidados devem ser tomados, seja na etapa de projeto, de construção ou de operação (BORBA, 2017). Diversos autores, como Gomes e Henrich (2014), Borba (2017) e Correa et al. (2017), indicam a importância de adequada distribuição de vazão em filtros percoladores para seu adequado funcionamento.

Borba (2017) aponta que na no projeto de um FBP é necessário especificar a utilização de um material que seja resiste à corrosão nos braços de distribuição do efluente, principalmente em FBPs utilizado como pós-tratamento de UASB, cujo efluente carrega resquícios de  $H_2S$ . Além disso, a autora saliente a importância de se estudar soluções que garantam a distribuição uniforme e homogênea da vazão por toda a superfície do FBP, principalmente, os filtros com recheio plástico, garantindo assim, o molhamento adequado de todo meio suporte.

Os sistemas comumente aplicados em ETEs com FBP não levam em consideração a distribuição em marcha que ocorre no distribuidor que acaba por distribuir de forma não uniforme a vazão no FBP, conforme exemplificado na Figura 44.

FIGURA 44 – DETALHE NA DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO EM FBP



FONTE: O AUTOR.

A distribuição inadequada da vazão acarreta a aplicação de cargas diferenciadas no FBP, comprometendo o tratamento, seja pelo excesso de vazão em alguns pontos, os mais centrais, ou pela pouca eficiência no molhamento nas áreas mais externas do FBP. As falhas na distribuição ainda são apontadas como decorrentes de outros problemas recorrentes em FBP, como a formação de caminhos preferenciais, a proliferação de moscas e vetores, a geração de maus odores e a colmatação do meio suporte.

Estações que venham a tratar efluentes combinados devem garantir a uniformidade da distribuição da vazão, visto que a adição do lixiviado gera um acréscimo na carga aplicada no FBP, podendo as irregularidades na distribuição da vazão ter efeitos mais significativos no sistema.

A aeração é uma característica fundamental para o funcionamento adequado de um FBP, garantindo assim as características aeróbias a esse sistema de tratamento. A NBR 12.209/92 define parâmetros mínimos para garantir a aeração no sistema, como o tamanho de aberturas mínimas a fim de garantir a circulação de ar, assim como não sugere a adoção de filtros cobertos.

Em função disso, o meio suporte desenvolve importante papel, visto que a utilização de um meio suporte com maior índice de vazios permite uma maior circulação de ar no interior do FBP, favorecendo o tratamento. A aeração se torna ainda mais importante quando a nitrificação é desejada no FBP. Com a adição de lixiviado no efluente a ser tratado a



nitrificação se torna fundamental, visto que o lixiviado, em geral, carrega elevada carga de nitrogênio amoniacal.

Gomes e Henrich (2014) apontam a tecnologia do FBP, utilizando meio suporte plástico estruturado, como a nova geração de FBP, considerando essa configuração de FBP como uma configuração mais sustentável. Realmente os recheios plásticos estruturados agregam diversas características interessantes para um FBP, como o elevado índice de vazios, sendo geralmente superior a 95%, assim como grande área de superfície específica, quando comparada a brita, chegando a ser mais de quatro vezes maior. O elevado índice de vazios é favorável ao crescimento de uma maior quantidade de microrganismos assim como a elevada área de superfície.

Porém, os meios suportes plásticos apresentam um custo de aquisição elevado quando comparado ao custo da brita, mesmo com a popularização desse tipo de recheio. Borba (2017) ainda aponta possíveis problemas de aderência da biomassa no meio suporte plástico em FBP operando em baixa taxa, justamente devido a elevada área superficial desses meios suportes.

Conforme apontado por Nascimento (2001), os conduítes apresentam características físicas muito próximas dos meios suportes plásticos estruturados (índice de vazios de 95% e área de superfície específica de  $220 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ ) podendo, dessa forma, funcionar como uma opção de meio suporte plástico com custo reduzido.

A destinação do lixiviado de aterro sanitário em ETEs em cidades pequenas, com até 50.000 habitantes, principalmente as que operam com sistema composto por reator UASB e FBP pode ser vantajosa, considerando a diminuição dos custos operacionais dos aterros sanitários sem causar grandes impactos no processo de tratamento das ETEs, que por sua vez operam com sistemas considerados sustentáveis.

Para uma avaliação da opção do uso de FBPs na codisposição foram considerados os dados do município de Lapa-PR, visto que o município é o único da RMC que não utiliza de uma opção consorciada de destinação de RSU, além disso o município realiza a disposição em um Aterro Sanitário com condições de operações adequadas, segundo o levantamento do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Paraná de 2017.

Aliado a isso a ETE Lapa realiza o tratamento com sistema similar ao utilizado nessa pesquisa, sendo que o FBP utilizado possui brita como meio suporte.

#### 4.5.3 Opção do uso de filtros biológicos percoladores na codisposição – Estudo de caso – Lapa-PR

A vazão de lixiviado média, com base nos dados fornecidos pela empresa que opera o Aterro Sanitário, é de  $156 \text{ L.d}^{-1}$ , representando apenas 0,004% da vazão de esgoto tratada na ETE Lapa, ficando abaixo do valor máximo de 10% indicado por Campos et al. (2014). Já para a avaliação da carga orgânica e nitrogenada introduzida na ETE foram avaliados três cenários, sendo os resultados apresentados na Tabela 21.

**TABELA 21 – ACRÉSCIMO DE CARGA ORGÂNICA E NITROGENADA NA ETE LAPA PARA OS DOIS CENÁRIOS PROPOSTOS**

<b>Parâmetro</b>	<b>Cenário 1</b>	<b>Cenário 2</b>	<b>Cenário 3</b>
Acréscimo de carga orgânica na ETE	0,08%	0,04%	0,05%
Acréscimo de carga nitrogenada na ETE	0,11%	0,15%	0,12%

Os valores encontrados mostram que, como a proporção volumétrica de lixiviado é baixa, o impacto das cargas orgânicas e nitrogenadas é baixo, chegando a um acréscimo de até 0,08% na carga orgânica e 0,15% na carga nitrogenada aplicada na ETE. Também, é importante levar em conta que a carga orgânica que será introduzida na ETE carrega consigo grande parcela recalcitrante, conforme foi apresentado o ensaio de DQO inerte realizado nessa pesquisa.

Levando em conta que a ETE opera com FBP de baixa taxa, esse acréscimo de nitrogênio no efluente não causará impacto na ETE, visto que essa estação alcança a nitrificação. Quanto à operação do UASB, o sistema consegue absorver variações nas cargas de entrada, conforme observado no UASB desse estudo, a adição de apenas  $156 \text{ L.d}^{-1}$  de lixiviado não causaria impactos.

Um fator que merece atenção especial na codisposição é o lodo gerado na ETE, visto que a SANEPAR tem por tradição destinar o lodo das ETEs para a agricultura. Mais estudos como o realizado por Baettker (2019) devem ser realizados para avaliar o impacto do lixiviado no lodo.

Outro ponto que deve ser levado em consideração é a variação temporal das características do lixiviado, com aumento da concentração de matéria orgânica recalcitrante, de nitrogênio e de fósforo, que podem causar impactos na ETE. Entre as possibilidades para sanar tal impacto pode ser realizado um pré-tratamento do lixiviado, por exemplo, o arraste de



amônia, conforme estudado por Rietow (2018). Como o impacto no tratamento não deve ser significativo, o lançamento realizado no Rio Capivari não sofrerá impacto.

Com todos os pontos indicados a codisposição na ETE Lapa é viável, visto que a adição do lixiviado, em pequena quantidade, como no caso da Lapa onde a vazão de lançamento é de aproximadamente  $156 \text{ L.d}^{-1}$ , não causará impacto no tratamento. Além disso, a codisposição aumentaria a eficiência no tratamento do lixiviado e uma diminuição nos custos operacionais, visto que seriam eliminados os custos com operação e manutenção do sistema de tratamento de lixiviado, sendo, dessa forma, uma alternativa para diminuir o número de lixões no Brasil.

## 5 CONCLUSÃO

- Avaliar a eficiência de um filtro biológico com meio suporte composto por aparas de conduítes operando em duas taxas de aplicação hidráulicas: alta e baixa taxa;

A Avaliação da eficiência do filtro biológico com meio suporte composto por aparas de conduítes foi efetuada em duas fases, com taxas de aplicação hidráulica diferentes. Na Fase 1, quando foi aplicada uma alta taxa no filtro houve o desprendimento da biomassa que acabou por impossibilitar o tratamento. Entre os possíveis motivos para ter ocorrido o carreamento da biomassa estão à taxa de aplicação que foi aplicada, qua não favoreceu a aderência da biomassa no meio suporte e a possibilidade da biomassa não ter aderido ao meio suporte devido às características físicas das aparas de conduíte.

Já na Fase 2, onde foram impostas condições de baixa taxa no filtro biológico, foi observada uma eficiência de 30%, na operação. Além disso, não foi observada redução na concentração de nitrogênio amoniacal no efluente. É importante considerar que uma parcela da matéria orgânica presente na codisposição do lixiviado de aterro sanitário com o esgoto doméstico pode ser recalcitrante, devido aos valores observados para a DQO inerte nos lixiviados utilizados, que variaram de 27 a 39%.

- Avaliar o meio suporte utilizado quanto à aderência e crescimento da biomassa, transferência de massa do substrato e condições hidrodinâmicas;

Na avaliação da biomassa (FASE 2) foi observada uma diminuição da quantidade de sólidos aderidos ao meio suporte no decorrer da operação do filtro biológico, na Fase 2, o que pode ser um indício de dificuldades na adaptação da biomassa a esse processo.

Também foi calculada a relação A/M do lodo aderido ao meio suporte do filtro biológico, chegando a valores elevados, o que pode ser um indicativo do excesso de alimento para quantidade de microrganismos. As elevadas relações A/M observadas estão relacionadas com a pouca quantidade de microrganismos presentes do que com o excesso de alimento, principalmente após a operação do filtro, onde foi observa uma redução dos sólidos aderidos no meio suporte.



Foi observada dificuldade de adaptação da biomassa, que pode estar relacionada ao meio suporte utilizado e suas características. Além disso, foi condicionado a não utilização de meios suportes plásticos em filtros biológicos aplicando em baixa carga.

Também foi observada uma mudança nas formas semelhantes a microrganismos na biomassa aderida após a etapa de operação do FB, o que pode estar relacionada com a dificuldade de adaptação da biomassa.

- Analisar a codisposição em ETEs como alternativa para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, considerando a proporção entre a geração de lixiviado e a de esgoto doméstico para um mesmo município.

Os resultados apresentados nessa pesquisa não mostram a viabilidade da utilização de aparas de conduítes como meio suporte de um filtro biológico utilizado como pós-tratamento de UASB utilizado na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, porém a codisposição ainda pode ser vantajosa, principalmente para pequenas cidades, com população de até 50.000 habitantes.

Os resultados de eficiência da remoção de matéria orgânica no reator UASB da pesquisa seguiram os valores indicados na literatura, servindo como um indicativo da viabilidade da codisposição para esse tipo de reator. Dessa foram à aplicação da codisposição em ETEs que operem com UASB (sendo 212 operadas pela SANEPAR), se apresentam como solução viável, assim como já apresentado por diversos estudos.

Houve a confirmação de que a adoção de um filtro biológico percolador como pós-tratamento de UASB pode se apresentar como uma boa solução, devido, entre outros, a sua capacidade de realizar a nitrificação, quando operado em baixa carga, sendo o nitrogênio um dos principais agravantes do lixiviado de aterro sanitário.

A presença de um aterro sanitário operado pela gestão municipal, sem consórcio com municípios vizinhos, e a presença de uma ETE operando com reator UASB seguido de filtro biológico percolador foram os motivos para a escolha da Lapa-PR como estudo de caso.

No estudo de caso realizado, foi observada que para cidade com até 50.000 habitantes, o tratamento combinado do lixiviado é uma solução muito atraente, visto que a geração de lixiviado é reduzida quando comparada a geração de esgoto, não causando impacto significativo no volume a ser tratado na ETE, tornando os custos de operação e manutenção

do aterro sanitário mais baixo, já que esses custos são apontados como um dos fatores pelos quais os pequenos municípios não conseguem operar aterros sanitários.

## 5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Recomenda-se para trabalhos futuros:

- A avaliação da parcela recalcitrante, por meio da DQO inerte, em todas as etapas do tratamento da codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico;
- A avaliação das comunidades microbiológicas envolvidas no tratamento biológico da codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, tanto em tratamentos aeróbios como em tratamentos anaeróbios;
- A avaliação de outros processos de pós-tratamento de reatores UASB aplicados na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico;
- A avaliação de filtros biológicos utilizados na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, mas que utilizem outros meios suportes;
- A avaliação mais aprofundada dos impactos causados nas ETEs devido à adição de lixiviado de aterro sanitário no processo.



## REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S. I.; FAWZY, M. E.; EL-GENDY, A. S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecological Engineering**. v.84, p.53-57. 2015.
- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. 1 ed. Brasília: ANA, 2017.
- AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; JÜRGESEN, D.; ALÉM SOBRINHO, P. Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no estado do Paraná (Brasil). In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 28, 2002. **Anais...** 2002. 8 p.
- AISSE, M.M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2000.
- AKDENIZ, N.; JANNI, K. A.; SALNIKOV, I. Biofilter performance of pine nuggets and lava rock as media. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 4974-4980. 2011.
- ALBUQUERQUE, E. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados**. 278 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia hidráulica e saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2012.
- ALEM SOBRINHO, P. Tratamento de esgotos domésticos através de filtros biológicos de alta taxa. Comparação experimental de meios-suporte de biomassa. **Revista DAE**. v. 135, p. 58-78. 1983.
- ALMEIDA, P. G. S. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação**. 156 p. Dissertação (Mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2007.
- ALMEIDA, P. G. S. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 221 p. Tese (Doutorado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2012.
- ALMEIDA, P. G. S.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem etapa de decantação secundária. **Eng. Sanit. Ambient.** v.16, n.3, p.271-280. 2011.
- ALPHENAAR, P. A.; SLEYSER, R.; RUEVER, P.; LIGTHART, G.; LETTINGA, G. Phosphorus requirement in high-rate anaerobic wastewater treatment. **Water research**. v.27, n.5, p.749-756. 1993.
- ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M. Filtros Anaeróbios com fluxo ascendente e fluxo descendente. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: Coletânea de trabalhos técnicos**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001.
- ANDRADE, S. M. A. **Caracterização Físico-Química e Tratabilidade por Coagulação-Floculação dos Líquidos Percolados Gerados no Aterro Sanitário de Uberlândia-MG**.

182 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2002.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. New York: 21th Ed. 2005.

ARAÚJO L. S. **Influência da relação entre diâmetros no comportamento hidrodinâmico de reatores aeróbios de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos**. 177 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, 5 p. 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 7 p. 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 15 p. 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 77 p. 2004.

ASTALS, S.; ARISO, M.; GALÍ, A.; MATA-ALVAREZ, J. Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. **Journal of environmental management**. v.92, p.1091-1096. 2011.

BAETTKER, E. C. **Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio do tipo UASB**. 224 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; ARSEGO, M. M.; CRUZ, G. F.; AISSE, M. M. Avaliação da DQO inerte e biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro. In: Congresso interamericano de AIDIS, 35, 2016. **Anais...** 2016. 6 p.

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; FREITAS, D. C.; AISSE, M. M. Conservação de recursos hídricos por meio do tratamento anaeróbio combinado de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos. In: Simpósio brasileiro de recursos hídricos, 20, 2017. **Anais...** 2017. 8 p.

BARBA, L. E.; TORRES, P.; VICTORIA, J. A. R.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas. **Ingeniería e investigación**. v. 30, n. 1, p. 75-79. 2010.

BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**. Londres: E. and F. N. Spon LTD, 1983.

BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILLIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: Um instrumento de avaliação e controle do processo. **Eng. Sanit. Ambient.** v.10, n.4, p.329-338. 2005.



BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso – Central de resíduos Recreio, em Minas do Leão.** 168 p. Dissertação (Mestrado em engenharia hidráulica e saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2007.

BORBA, A. L. B.. **Filtros percoladores para tratamento de esgoto: Comparação entre métodos de dimensionamento e materiais utilizados como meio suporte e proposição de melhorias a partir de experiências observadas no Brasil e na Alemanha.** 361 p. Dissertação (Mestrado em Ciências ambientais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** 3. ed. São Paulo: CETESB, 1986.

BRANDÃO, H. L. **Transferência de massa no processo de biodegradação de efluentes líquidos em reatores com biofilme.** 210 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução n. 357.** Brasília, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução n. 430.** Brasília, 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.305.** Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, MMA. **Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana: Programa Nacional Lixão Zero.** Brasília, 2019.

BRENNAN, R. B.; HEALY, M. G.; MORRISON, L.; HYNES, S.; NORTON, D.; CLIFFORD, E. Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. **Waste management.** v. 55, p. 355-363. 2016.

BUSATO, R. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator tipo UASB: Estudo de caso de da ETE de Imbituva.** 237 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** ABES, Rio de Janeiro, 2000.

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estação de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE,** n. 197, p. 6-17, 2014.

CAMPOS, R.; FERRAZ, F. M.; VIEIRA, E. M.; POVINELLI, J. Aerobic co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater – Are slowly biodegradable organics removed or simply diluted?. **Water Science & Technology.** v.70, p.1941-1947. 2014.

CARNEIRO, D. R. C. **Viabilidade técnica e econômica de uma unidade de centralizada de co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.** 167 p. Dissertação (Mestrado em engenharia do ambiente) – Universidade do Porto, Porto. 2009.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos**. 306 p. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 1999.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação**. 337 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2008.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. KATO, M. T.; VON SPERLING, M., LUDEVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoa de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 1 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2001. cap. 3, p. 105-170.

CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; GARCIA, G.B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C. J.; POSSETTI, G. R. C.; LEITES, M. A. L.; ROSSETO, R. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**. v.66, n.213, p.5-19. 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A.; FOERSTI, E.; CYBIS, L. I. Introdução. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 1 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2001. cap. 1, p. 19-34.

CIRNE, J. R. R.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; MONTE, F. P. OLIVEIRA, M. J.. Tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado em reator UASB. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 25, 2009. **Anais...** 2009. 7 p.

CORREA, W. C.; TULIO, T. J.; PACHECO, R. P.; SILVA, M. C. S. Comparação técnico-econômica de sistemas de pós-tratamento – Filtro biológico percolador com mídia plástica versus lodos ativados. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 29, 2017, São Paulo. **Anais...** 2017.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**. v. 232, p.110-116. 2019.

CUNHA, D. L.; PAULA, L. M.; SILVA, S. M. C.; BILA, D. M.; FONSECA, E. M.; OLIVEIRA, J. L. M. Ocorrência e remoção de estrogênios por processos de tratamento biológico de esgotos. **Rev. Ambient. Água**. v.12, n.2, p.249-262. 2017.

DAN, N. P.; VISVANATHAN, C.; BASU, B. Comparative evaluation of yeast and bacterial treatment of high salinity wastewater based on biokinetic coefficients. **Bioresource technology**. v. 87, p. 51-56. 2003.

DIAS, A. C. **Lodos ativados com adição de carvão ativado no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 85 p. Dissertação (Mestrado em ciências) – Universidade federal rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2017.

DORADO, A. D.; LAFUENTE, F. J.; GABRIEL, D.; GAMISANS, X. A comparative study based on physical characteristics of suitable packing materials in biofiltration. **Environmental Technology**. v. 31, p. 193-204. 2010.



DWA, Deutsch Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. **Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen** (Dimensionamento de Estações de Tratamento de Esgoto em climas quentes e frios). p.84-108, p.260-274. 2016.

EL-MASHAD, H. M.; VAN LOON, W. K. P.; ZEEMAN, G.; BOT, G. P. A.; LETTINGA, G. Effect of inoculum addition modes and leachate recirculation an anaerobic digestion of solid cattle manure an an accumulation system. **Biosystems Engineering**. v.95, n.2, p.245-254. 2006.

FACCHIN, J. M. J.; COLOMBO, M. C. R.; COTRIM, S. L. S.; REICHERT, G. A. Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. In: Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental, 27, 2000. **Anais...** 2000. 11 p.

FERDOWSI, M.; RAMIREZ, A. A.; JONES, J. P.; HEITZ, M. Elimination of mass transfer and kinetic limited organic pollutants in biofilters: A review. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 119, p. 336-348. 2017.

FERRAZ, F. M.; BRUNI, A. T.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E. M. Leachate/domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis. **Journal of Environmental Management**, v.166, p.414-419. 2016.

FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic . **Journal of Environmental Management**, v.141, p.9-15. 2014.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa. **Anais...** 2001.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 176 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2003.

FONTANA, H. **Pós-tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular: Desempenho técnico e estudo de viabilidade econômico**. 151 p. Dissertação (Metrado em hidráulica e saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2007.

FORESTI E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water science and technology**. v.45, n.10, p.181-186. 2002.

FRANCHIN, A. C. **Nitrificação de efluentes de reator anaeróbio compartimentado em filtros percoladores com a utilização de serragem de couro do tipo wet blue como meio suporte**. 84 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

FUEYO G.; GUTIERREZ, A.; BERRUETA, J. Anaerobic degradation: the effect of the combined treatment of substrates on the refractory fraction. **Journal of chemical technology and biotechnology**. v.77, p.910-916. 2002.

FUEYO G.; GUTIERREZ, A.; BERRUETA, J. Kinetics of anaerobic treatment of landfill leachates combined with urban wastewaters. **Waste manage res.** v.21, p.145-154. 2003.

FUJII, F. Y. **Análise comparativa entre o processo de lodos ativados e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário.** 109 p. Dissertação (Mestrado em engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

GERMILI, F., ORHON, D., ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewater. **Water Science Technology.** v.23, p.1077–1086. 1991.

GOMES, A. G.; HENRICH, C. Eficiência energética em tratamento de efluentes – renascimento da tecnologia de filtros percoladores. In: Encontro técnico AESabesp, 25, 2014, São Paulo. **Anais...** 2014.

GOMES, L. A. **Desempenho de um reator anaeróbio em bateladas sequenciais no tratamento de lixiviado proveniente da degradação de resíduos sólidos urbanos.** 104 p. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília. 2008.

GOMES, L. P. et al. Aplicação de Tratamentos Biológicos Anaeróbios para Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos. In: GOMES, L. P. (coord.) **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES/PROSAB. Cap 6, p 171 – 203, 2009.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** 1 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2001. cap. 4, p. 171-278.

GUIDOLINE, J.; SIMAN, R. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário empregando processo anaeróbio e aeróbio conjugados. **Rev. de Ci. Exatas. Seropédica.** v. 34, n. 2, p. 5-26. 2015.

HARPER, S. R.; POHLAND, F. G. Recent Developments in Hydrogen Management During Anaerobic Biological Wastewater Treatment. **Biotechnology and bioengineering.** v.28, p.585-602. 1986.

HEYER, K. U.; STEGMANN, R. **Leachate management: leachate generation, collection, treatment and costs.** Leachate management, 1998.

HOILJOKI, T.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. **Water research.** v. 34, n. 5, p. 1435-1446. 2000.

HUERTE, A.; COBOS-VASCONCELOS, D.; GÓMEZ-BORRAZ, T.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; NOYOLA, A. Control of dissolved CH<sub>4</sub> in a municipal UASB reactor effluent by means of a desorption e Biofiltration arrangement. **Journal of Environmental Management.** v.216, p.383-391. 2018.

JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. **Caderno temático: Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos.** IQ/Unicamp, 2004.



JINGURA, R. M.; MATENGAIFA, R. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.13, p.1116-1120. 2009.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

KATO, M. T.; FIELD, J. A.; KLEEREBEZEM, R.; LETTINGA, G. Treatment of low strength soluble wastewater in UASB reactors. **Journal of fermentation and bioengineering**. v.77, n.6, p.679-686. 1994.

KATO, M. T.; FLORENCIO, L. ARANTES, R. F. M. Tratamento de esgotos sanitários em reatores do tipo EGSB anaeróbio e aeróbio. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (coletânea de trabalhos técnicos, 2)**. 1 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2001. p. 165-174.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste management**. v.31, p.1737-1744. 2011.

KHALIL, C.; AL HAGED, C.; KORFALI, S.; KHAYZER, R. S. Municipal leachates risks: Chemical and cytotoxicity assessments from regulated and unregulated municipal dumpsites in Lebanon. **Chemosphere**. v.208, p.1-13. 2018.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A. CHRISTENSEN, T.H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews. Environmental Science and Technology**. v.32, n.4, p.297-336. 2002.

LANGE, L.C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L.P. (coord.) **Resíduos sólidos: Estudo da caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, v.1, p. 26-59. 2009.

LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. **Bioresource Technology**. v.97, p.1105-1118. 2006.

LETTINGA, G. Digestion and degradation, air for life. **Water Science and Technology**. v.44, n.8, p.157-176. 2001.

LETTINGA, G. The anaerobic treatment approach towards a more sustainable and robust environmental protection. **Water Science and Technology**, v.52, n.1-2, p.1-11. 2005.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume**. 155 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

MAC CONELL, E. F. A. **Caracterização da comunidade bacteriana de filtros biológicos percoladores tratando efluente anaeróbio**. 159 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

MACHADO, R. M. G. **Estudo da associação em série de reator UASB e filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários**. 165 p. Dissertação (Mestrado em saneamento,

meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 1997.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. **Water Research**. v.38, p.2348-2358. 2004.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. **The Science of the Total Environment**, v.301, p.1-12. 2003.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.36, p.412-427. 2014.

MATTHEWS, R.; WINSON, M.; SCULLION, J. Treating landfill leachate using passive aeration trickling filters; effects of leachate characteristics and temperature on rates and process dynamics. **Science of the Total Environment**. v.407, p.2557-2564. 2009.

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. **Public works**. v.95, n.9, p.107-112. 1964.

MCKINNEY, R. E. **Microbiology for sanitary engineers**. 1ª ed., New York: McGraw-Hill Book Company, Inc., 1962.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Hespanhol, I; Mierzwa, J. C. 5ª ed., Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIKI, M. K. Dilemas do UASB. **Revista DAE**. v.183. p.25-37. 2010.

MISSAGIA, B. **Estudo das comunidades bacterianas em Filtros Biológicos Percoladores utilizados para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB**. 113 p. Tese (Doutorado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

MORAIS, J. L.; PERALTA-ZAMORA, P. Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachate. **Journal of hazardous materials**. v.123, p.181-186. 2005.

MORAVIA, W. G., AMARAL, M. C., LANGE, L. C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. **Waste Management**. v. 33, n.1, p. 89-101, 2013

NASCIMENTO, M. C. P. **Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 181 p. Dissertação (Mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2001.

NAVEEN, B. P.; MAHAPADRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physical-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**. v.220, p.1-12, 2017.



NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. **Desalination**, v.204, n.1-3, p.227-233. 2008.

NIVALA J.; HOOS M.; CROSS C.; WALLACE S.; PARKIN G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**. v.380, p.19-27, 2007.

OLIVEIRA, C.; GIL, G.; BATISTA D. M. A. **Inovações Tecnológicas no Saneamento: lodos e odores**. ABES/RS, 2008. 96p.

OLIVEIRA, V. D. M. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR)**. 103 p. Dissertação (Mestrado em ciência em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2008.

OLIVEIRA, E. G.; LEITE, V. D.; SILVA, R. B.; HENRIQUE, I. N.; BARROS, A. J. M. Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário. **Revista AIDIS**. v.8, n.3, p.360-371, 2015.

OLIVEIRA, G. S. S.; ARAÚJO, C. V. M.; FERNANDES, J. G. S. Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: a experiência da Cetrel. **Eng. Sanit. Ambient**. v.14, n.2, p.183-192. 2009.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário. In: Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental, 27, 2000. Porto Alegre. **Anais...**

PARANÁ. Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Paraná, SEMA-PR. Plano Estadual de Resíduos Sólidos. Curitiba, 2017.

PARKER, D. S.; RICHARDS, T. Nitrification in trickling filters. **Water Environment Federation**. v.58, n.9, p.896-902. 1986.

PAVI, S. **Produção de biogás a partir do co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e resíduos de hortifrutigranjeiros**. 96 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo. 2016.

PELCZAR JR., M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia: Conceitos e aplicações**. v. 1. 2ª ed., São Paulo: Makron books, 1996.

RAGHAB, S. M.; MEGUID, A. M. A.; HEGAZI, H. A. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. **HBRC Journal**. v.9, p.187-192, 2013.

RAMOS, P. C. A. **Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. 2009.

RAMOS, P. C. A.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, M. J.; BENTO, E. R.; MONTE, F. P. Desempenho de um reator UASB no tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 25, 2009. **Anais...** 2009.

REINHART, D. R.; GROSH, C.J. Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. University of Central Florida, 1998.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of hazardous materials**. v.150, n.3, p.468-493, 2008.

RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. M.; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient.** v.12, n.3, p.240-246. 2007.

RIBEIRO, T. B. **Sistema UASB/FBP submetido ao hidrograma típico de vazão: Avaliação do uso de meio suporte baseado em espuma de poliuretano e operação sem decantadores secundários**. 173 p. Dissertação (Mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2015.

RIETOW, J. C. **Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário**. 209 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2018.

RODRIGUES FILHO, G. M. **Desenvolvimento de processo oxidativos avançados para tratamento de lixiviado do aterro sanitário da Muribeca (PE)**. 127 p. Dissertação (Mestrado em engenharia química) – Universidade federal de Pernambuco, Recife, 2007.

RODRIGUÉZ, J. A. **Nitrificação de efluente re reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em filtro aeróbio**. 118 p. Dissertação (Mestrado em engenharia hidráulica e saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 1993.

RUGGERI JÚNIOR, H. C. **Pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa visando à remoção de nitrogênio amoniacal**. 366 p. Tese (Doutorado em ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

SÁ, L. F. **Evaporação Natural do Lixiviado do Aterro de Muribeca Através de um Destilador Solar**. 133 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2008.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. **Desalination**. v.220, n.1-3, p.108-114, 2008.

SAMWAYS, G. **Estratégias de Co-Processamento de Lodo Séptico em ETEs Empregando Reatores UASB**. 157 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2015.

SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná. Plano diretor de resíduos de sistemas de esgotamento sanitário para o Paraná. Curitiba - PR, 2007.

SANTOS, A. F. M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2009a.

SANTOS, A. S. P. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos**. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2005.



SANTOS, A. S. P.; JORDÃO, E. P. Pesquisa em escala de demonstração do tratamento combinado de lixiviado. **Revista DAE**. v.189, p.26-39. 2012.

SANTOS, P. I. A. **Remoção de DQO e nitrogênio, e estudo dos consórcios microbianos em sistemas com três reatores sobrepostos, em série, alimentado com esgoto sanitário**. 190 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2009b.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: Congresso interamericano de Engenharia sanitária e ambiental, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** 2000.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de água residuárias: lagoas de estabilização**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979.

SILVA, A. C. **Tratamento de percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 126 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) – Universidade federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista DAE**. v.199, p. 18-26. 2015.

SILVA, R. C. D. **Pós-tratamento de efluente de sistema biológico aeróbio em batelada de lixiviado de aterro sanitário através de processo físico-químico**. 120 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia hidráulica e sanitária) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

SLACK, R. J.; GROW, J. R.; VOULVOULIS, N. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. **Science of total environmental**. v.337, p.119-137. 2005.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** 2007.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de Aterro Sanitários Brasileiros – Estudo de remoção do Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (“Stripping”)**. 371 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos. 2009.

STAZI, V.; TOMEI, M. C. Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. **Science of the Total Environment**. v.635, p.78-91. 2018.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I. A field investigation of the quantity and quality of leachate from municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). **Advances in Environmental Research**. v.6. p.207-219. 2002.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. A. **Integrated solid waste management - engineering principles and management issues**. McGraw-Hill International Editions. 978p. 1993.

TIJHUIS, L.; PLUYM, L. P. M.; LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Formation of biofilms on small suspended particles in airlift reactors. **Water Science and Technology**. v. 26, n. 9, p. 2015-2019. 1992.

TILLEY, E.; ULRICH, L.; LÜTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRÜGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2ª ed. Dübendorf, 2014.

TORRES, P.; RODRÍGUEZ J. A.; BARBA L. E.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. **Water Science and Technology**. v.60, n.2, p.491-495. 2009.

TORRES-LOZADA, P. Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas. **Ing Univ Bogotá**. v.14, n.2, p.313-326. 2010.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Manual: Nitrogen control. Washington D.C., 331 p. 1993.

VAN HANDEEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente**. Campo Grande: Guerreiro e Catunda, 1994.

VANDEVIVERE, P.; KIRCHMAN, D. L. Attachment Stimulates xopolysaccharide Synthesis by a Bacterium. **Applied and Environmental Microbiology**. v. 59, n. 10, p. 3280-3286.

VICTÓRIA, J. A. R. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB**. 146 p. Tese (Doutorado em Engenharia hidráulica e saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VIEIRA, P. C. **Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 300 p. Tese (Doutorado em Saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017.

VON SPERLING, M.; VAN HAANDEL, A.; JORDÃO, E. D.; CAMPOS, J. R.; CYBIS, L. F.; AISSE, M. M.; ALÉM SOBRINHO, P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de lodos ativados. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 1 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2001. cap. 5, p. 279-332.

WASIK, E.; CHMIELOWSKI, K. Ammonia and indicator bacteria removal from domestic sewage in a vertical flow filter filled with plastic material. **Ecological Engineering**. v.106, p.378-384. 2017.

WISZNIOWSKI, J.; SURMACZ-GÓRSKA, J.; ROBERT, D.; WEBER, J. The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive. **Journal of environmental management**. v.85, n.1, p.59-68. 2007.

XU, S.; ZHANG, L.; HUANG, S.; ZEEMAN, G.; RIJNAARTS, H.; LIU, Y. Improving the energy efficiency of a pilot-scale UASB-digester for low temperature domestic wastewater treatment. **Biochemical Engineering Journal**. v. 135, p.71-78. 2018.



XU, Z. Y.; ZENG, G. M.; YANG, Z-H; XIAO, Y.; CAO, M.; SUN, H.-S., JI, L.-L., CHEN, Y. Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification. **Bioresour Technol.**, v.101, p.79-86. 2010.

YUAN, Q.; JIA, H.; POVEDA, M. Study on the effect of landfill leachate on nutrient removal from municipal wastewater. **Journal of environmental sciences.** v.43, p.153-158. 2016.

YUNUS, A., SMALLMAN, D. J., STRINGFELLOW, A., BEAVEN, R., POWRIE, W. Leachate dissolved organic matter characterization using spectroscopic methods. **Journal of Water Reuse and Desalination.** v.1, n.2, p.78-87, 2011.

ZHANG, X., LI, J.; YU, Y.; WU, Z. Biofilm characteristics in natural ventilation trickling filters (NVTfFs) for municipal wastewater treatment: Comparison of three kinds of biofilm carriers. **Biochemical Engineering Journal.** v.106, p.87-96. 2016.

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z. Size-fraction and characterization of refuse landfill leachate by sequential filtration using membranes with varied porosity. **Journal of hazardous materials.** v.147, n.1-2, p.257-264. 2007.

ZOPPAS, F. M.; MARCHESINI, F. A.; DEVARD, A.; BERNARDES, A. M.; MIRÓ, E. E. Controlled deposition of Pd and In on carbon fibers by sequential electroless plating for catalytic reduction of nitrate in water. **Catalysis Communications.** v. 78, p.59-63. 2016.

**APÊNDICE A**



TABELA 22 – MONITORAMENTO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA UASB SEGUINDO DE FILTRO BIOLÓGICO – FASE 2.

Dias de Operação	Entrada UASB										Saída UASB – Entrada FB										Saída FB												
	pH	AT	AGV	AB	DQO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ST	STV	SST	SSV	pH	AT	AGV	AB	Cond.	DQO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ST	STV	SST	SSV	pH	AT	AGV	AB	Cond.	DQO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ST	STV	SST	SSV	
	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	µS.cm <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	-	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	µS.cm <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	
3	NA	NA	NA	NA	372	NA	1.028	356	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	382	NA	848	336	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	284	NA	720	272	NA	NA
7	NA	NA	NA	NA	400	NA	1.020	452	52	38	NA	NA	NA	NA	NA	251	NA	764	308	30	29	NA	NA	NA	NA	NA	176	NA	624	330	2	NA	
10	NA	NA	NA	NA	443	NA	1.072	590	63	58	NA	NA	NA	NA	NA	140	NA	512	208	28	22	NA	NA	NA	NA	NA	80	NA	488	192	11	9	
19	NA	NA	NA	NA	394	NA	776	314	42	NA	NA	NA	NA	NA	NA	149	NA	508	184	17	NA	NA	NA	NA	NA	NA	95	NA	498	164	8	3	
20	8,2	727	151	651	348	NA	610	390	58	56	8,1	657	66	624	1.270	136	NA	442	174	13	19	8,2	653	63	621	1.171	87	NA	408	156	8	NA	
21	7,9	659	106	606	598	NA	1.124	516	88	72	8,1	656	73	619	1.072	81	NA	532	208	12	9	8,1	644	62	613	1.111	50	NA	428	196	8	6	
25	8,0	705	151	629	208	95	748	388	21	16	7,8	663	101	612	1.111	151	71	470	210	17	15	8,2	645	61	614	992	106	77	456	156	4	3	
28	8,2	712	105	660	261	NA	738	468	NA	NA	8,0	672	95	625	919	90	NA	478	258	NA	NA	8,1	645	58	616	879	61	NA	446	250	NA	NA	
33	8,0	677	93	631	491	107	996	432	260	177	8,1	681	94	634	1.075	106	71	476	68	13	4	8,3	685	85	643	1.016	83	71	412	60	10	3	
35	7,9	664	81	623	376	NA	892	302	NA	NA	8,1	683	99	633	1.028	97	NA	428	60	NA	NA	8,4	687	80	647	1.055	82	NA	428	56	NA	NA	
39	8,2	681	89	636	383	119	912	402	NA	NA	8,2	671	90	626	1.413	157	107	612	242	NA	NA	8,4	675	82	634	1.364	125	107	556	208	NA	NA	
45	8,3	707	87	663	314	89	1034	300	NA	NA	8,1	674	89	629	1.542	221	107	890	192	NA	NA	8,4	697	86	654	1.531	151	95	850	166	NA	NA	
Méd.	8,1	692	108	637	382	102	912	409	83	70	8,1	670	88	625	1.179	163	89	580	204	18	16	8,3	666	72	630	1.140	115	88	526	184	7	5	
DP	0,1	25	28	19	102	13	161	88	81	56	0,1	10	12	7	211	85	21	162	82	8	9	0,1	22	12	16	213	64	16	139	79	3	3	
Máx	8,3	727	151	663	598	119	1.124	590	260	177	8,2	683	101	634	1.542	382	107	890	336	30	29	8,4	697	86	654	1.531	284	107	850	330	11	9	
Mín	7,9	659	81	606	208	89	610	300	21	16	7,8	656	66	612	919	81	71	428	60	12	4	8,1	644	58	613	879	50	71	408	56	2	3	

NOTA: AT - Alcalinidade total; AGV - Ácidos graxos voláteis; AB - Alcalinidade à bicarbonatos; DQO - Demanda química de oxigênio; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio amoniacal; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos totais; SST - Sólidos totais voláteis; ST - Sólidos totais; STV - Sólidos totais voláteis; SST - Sólidos totais; SSV - Sólidos suspensos voláteis; SSV - Sólidos suspensos

NOTA: AT – Alcalinidade total; AGV – Ácidos graxos voláteis; AB – Alcalinidade à bicarbonatos; DQO – Demanda química de oxigênio; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio amoniacal; ST – Sólidos totais; STV – Sólidos totais voláteis; SST – Sólidos totais; SSV – Sólidos suspensos voláteis; Cond. – Condutividade; Méd. – Média; DP – Desvio padrão; Máx. – Máximo; Mín. – Mínimo; NA – Não avaliado.